

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique



Université Mohamed Khider –Biskra

Faculté des Sciences et de la technologie

Département : Génie civil et hydraulique

Réf...

جامعة محمد خيضر
بسكرة

جامعة محمد خيضر بسكرة

كلية العلوم و التكنولوجيا

قسم الهندسة المدنية و الري

المرجع ...

Mémoire de Master

Filière: Hydraulique

Spécialité: Hydraulique urbaine

Thème:

Étude sur l'élimination du catéchol dans l'eau distillée
par coagulation floculation aux sulfates d'aluminium

Etudiant:

Derouiche Hamida

Encadreur :

Dr. HECINI Lynda

Année universitaire : 2019/2020

Remerciements

Je Remercie Allah de m' avoir prêté vie et volonté pour achever ce travail.

Je tiens à remercier tous les ingénieurs au labo d'eau dans centre de recherche scientifique et technique sur les régions arides (CRSTRA).

*Mes sincères gratitudes à Mme **HECINI LINDA**, qui a encadré ce travail de fin d'étude, pour ses efforts fournis afin de mener à bien cette étude.*

Je tiens aussi à remercier les membres de jury d'avoir accepté de juger ce travail.

Sans oublier de remercier intensivement tous mes amis qui m'ont encouragé et soutenu.

Mes plus sincères remerciements vont également à mes parents, mes frères et mes sœurs pour leurs encouragements, et soutenu.

Enfin, à remercier tous les enseignants de la faculté Hydraulique et Génie civil, pour leurs.

DEROIUCHE HAMIDA

DEDICACE

*Avec l'aide et la protection d'ALLAH
S'est réalisé ce modeste travail*

Je dédie ce travail à :

A ma chère mère DJEMA et mon père
MOHAMMED pour l'éducation, le grand
amour dont ils m'ont entourée puis ma
naissance et leur sacrifice

A mes chers frères : ABED ALDJALILE,
LAZHER MOHAMMED, ALA ELDINE,
HAMZA.

A mes chères sœurs : HAYATE, SOUAAD.

A MON FIENCE : SAMIRE

Et a tous mes amis chaque un son nom.

A toute ma grande famille DEROUICHE.

A tous mes amis de la promotion 2019/2020
Hydraulique.

Résumé : Le catéchol parmi les dérivés du phénol, c'est un polluant très répandu dans de nombreux effluents industriels, Il est employé dans les produits cosmétiques et certains produits pharmaceutiques. Il est toxiques, et qu'ils ne sont pas biodégradables ils présentent un réel problème pour les eaux polluées.

L'objectif de cette étude a été donc d'apprécier sur l'élimination de ce composé aromatique au cours du processus de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium. Les essais de Jar-Test ont été réalisés sur le catéchol dissous dans l'eau distillée sans ajustement du pH, en variant deux différents paramètres réactionnels tels que les concentrations initiales et le dosage du sulfate d'aluminium.

Les résultats obtenus indiquent que les faibles concentrations sont mieux éliminées que les concentrations élevées. En plus, aucune loi stœchiométrique n'a pu clairement être mise en évidence. Les principaux mécanismes seraient des phénomènes de complexation ou d'échanges de ligands avec les espèces aluminiques insolubles ou solubles.

Mots-clés : Coagulation-floculation, Sulfate d'aluminium, Mécanismes, Catéchol.

المخلص: الكاتيشول من بين مشتقات الفينول، وهو ملوث واسع الانتشار في العديد من المخلفات الصناعية السائلة، حيث يستخدم في مستحضرات التجميل وبعض المنتجات الصيدلانية. ولأنها سامة وليست قابلة للتحلل، فهي تمثل مشكلة حقيقية للمياه الملوثة. لذلك فإن الهدف من هذه الدراسة هو تقييم التخلص من هذا المركب العطري أثناء عملية التخثر والتلبد بواسطة كبريتات الألومنيوم. تم إجراء اختبارات في المختبر على الكاتيشول المذاب في الماء المقطر دون تعديل الأس الهيدروجيني، عن طريق تغيير اثنين من معاملات التفاعل المختلفة: التركيزات الأولية تركيز كبريتات الألومنيوم. النتائج التي تم الحصول عليها تشير إلى أن التراكيز المنخفضة يتم إزالتها بشكل أفضل من التراكيز العالية. بالإضافة إلى ذلك، لا يوجد أي قانون متكافئ بوضوح. إن أبرز الآليات التي وجدت هي ظاهرة التعقيد أو تبادل الروابط مع أنواع الألومنيوم الغير القابلة للذوبان أو القابلة للذوبان.

الكلمات المفتاحية: تخثر – تكتل، سولفات الألومنيوم، آليات، كاتيشول.

SOMMAIRE

INTRODUCTION GENERALE.....	1
----------------------------	---

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1 Introduction.....	4
I.2 La matière organique dans les milieux aquatiques.....	5
I.2.1 Généralité sur la matière organique dissoute.....	5
I.2.2 Sources de la matière organique dissoute.....	5
I.2.3 Composition de la matière organique dissoute des eaux.....	6
I.2.3.1 Les substances humiques.....	6
Les composés phénoliques.....	8
Les composés carboxyliques.....	9
I.2.3.2 Les substances non humiques.....	10
I.3 Les différents processus d'élimination de la matière organique.....	11
I.3.1 La dégradation photo catalytique.....	11
I.3.2 L'extraction.....	11
I.3.4 L'Electro - Fenton.....	11
I.3.5 L'échange d'ions.....	12
I.3.6 Séparation sur membrane.....	12
I.3.7 La coagulation-floculation.....	13
I.4 Généralité sur les techniques de la coagulation-floculation.....	13
I.4.1 Définition.....	13
I.4.2 Les solutions colloïdales : Définition et origine.....	14
I.4.3 Déstabilisation des colloïdes.....	15
I.4.4 Coagulants utilisés dans la technique de la coagulation-floculation.....	17
I.4.5 Optimisation de la coagulation-floculation sur Jar-Test.....	17
I.4.6 Mécanismes d'élimination de la MO par coagulation-floculation.....	19
I.4.7 Application sur l'élimination de la MO par coagulation-floculation.....	20
I.5 Conclusion.....	22

Chapitre II : Procédure expérimentale

II.1 Introduction.....	26
II.2 préparation des réactifs.....	26

II.2.1 Préparation des solutions de composés organiques	26
II.2.2 Préparation du coagulant	27
II.3 Méthodes analytiques	27
II.3.1 Dosage des composés organiques.....	27
II.3.1.1 Spectrophotométrie.....	27
II.3.1.2 Etalonnage	27
II.4 Description des essais de floculation	28
II.5 Conclusion	29

Chapitre III: Essai de floculation du catéchol en eau distillée sans ajustement du pH

III.1 Introduction	31
III.2 Effet de la dose de coagulant sur la floculation du catéchol.....	31
III.2.1 Résultats	31
III.2.2 Discussion des Résultats.....	32
III. 4 Conclusion.....	34
CONCLUSION GENERALE	39
Références bibliographiques	43

Liste des tableaux

Tableau 1 : Composition élémentaire des substances humiques en %	7
Tableau 2 : Principaux coagulants et leurs caractéristiques	18
Tableau 3 : Lois stœchiométriques coagulant / SH (humate de sodium) pour différentes eaux de dilution	21
Tableau 4 : Caractéristique physico-chimiques du catéchol (Suresh et al, 2012)	25
Tableau 5 : Influence de la dose de coagulant sur l'évolution du rendement au cours de l'élimination du catéchol en eau distillée à différente concentration.	30

Liste des figures

<i>Titre de la figure</i>	<i>Page</i>
Figure 1: L'apport du carbone organique dans les milieux aquatiques	6
Figure 2: Structure tridimensionnelle des substances humiques	7
Figure 3 : Modèle de structure des composés humiques	8
Figure 4 : La structure chimique du phénol	9
Figure 5: Les structures chimiques de quelques composés phénoliques	9
Figure 6 : Les structures chimiques de quelques composés carboxyliques	10
Figure 7 : Principe de l'échange d'ion	12
Figure 8: Coagulation-floculation	14
Figure 9 : Nature et gamme de taille des particules colloïdales dans l'environnement	15
Figure10 : Etat de surface des colloïdes selon la théorie de la double couche	16
Figure 11 : Répulsion électrostatique entre deux colloïdes	17
Figure 12 : Essai « Jar-Test » floculateur de laboratoire CRSTRA	18

Figure 13: Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation	19
Figure 14 : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination des composés phénoliques (20mg/l), pH non ajusté	21
Figure 15 : Sulfate d'aluminium en poudre	26
Figure 16 : Étalonage du catéchol en eau distillée	27
Figure 17 : solutions étalons	27
Figure18 : filtre à seringue (0,2 μm)	28
Figure 19 : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination du catéchol à différente concentration initiales en eau distillée (pH non ajusté, $\lambda=270$ nm)	31
Figure 20: Relation entre les concentrations initiales du catéchol et les dose optimale de sulfates d'aluminium	32
Figure 21 : Influence de la dose de coagulant sur l'évolution du pH au cours de l'élimination du catéchol en eau distillée à différente concentration	33
Figure 22: Schéma réactionnel de complexation de l'aluminium par le catéchol (Sikora et Mc Bride, 1989)	34

INTRODUCTION GENERALE

INTRODUCTION GENERALE

Les matières 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 (Clark et al., 1993) et une consommation importante en chlore pouvant aboutir à la formation de composés organohalogénés potentiellement toxiques (Doré, 1989; Achour et Moussaoui, 1993). La matière organique des eaux de surface constitue un milieu très hétérogène, comprenant des molécules à structures très complexes de masse moléculaire élevée mais aussi des composés organiques simples (phénol, acides aminés, sucres...) (Lefebvre et Croue, 1995).

Les composés phénoliques sont solubles dans l'eau et très mobiles et sont susceptibles d'atteindre les sources d'eau potable en aval des rejets, où, même à faibles concentrations, ils peuvent causer des odeurs et un goût désagréables et présentent des risques pour les populations (Huanget al, 2007)

Les études sur le phénol et ses dérivés révèlent qu'ils sont toxiques et très dangereux pour la vie aquatique. L'Organisation Mondiale de la Santé a donc limité la concentration du phénol dans l'eau potable à 0,001 mg/l (OMS, 2006).

Le catéchol parmi les dérivés du phénol, c'est un polluant très répandu dans de nombreux effluents industriels est notamment utilisé comme antioxydant dans l'industrie du caoutchouc et l'industrie chimique, en photographie, ainsi que dans les colorants, les graisses et les huiles. Il est également employé dans les produits cosmétiques et certains produits pharmaceutiques (Cavender et Donohue, 2014).

Une exposition au catéchol peut survenir pendant sa fabrication et son utilisation. Le contact cutané avec le catéchol provoque une dermatite eczémateuse chez l'homme. De fortes doses de catéchol peuvent provoquer une dépression du système nerveux central (SNC) et une augmentation prolongée de la pression artérielle chez les animaux. Le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) a classé le catéchol dans le groupe 2B, cancérogène possible pour l'homme (Environnement Canada, 2002 ; Cavender et Donohue, 2014)

Le phénol et ses dérivés sont des produits toxiques et qu'ils ne sont pas biodégradables, ils présentent un réel problème pour les eaux polluées. Pour protéger la santé humaine et les écosystèmes de la haute toxicité de ces produits, un traitement efficace des eaux chargées en phénol doit être réalisé.

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. Suivie d'une clarification, c'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 (Lefebvre, 1990).

Divers travaux ont été consacrés ces dernières années à l'étude de l'élimination des composés organiques à fonctions phénoliques (Lefebvre, 1990 ; Rahni, 1994 ; Guesbaya, 1998 ; Achour, 2001 ; Rezeg, 2004, Hecini, 2016). Une diminution notable de ces composés a été observée lors de l'optimisation de la coagulation-floculation. Selon l'ensemble de ces études, l'utilisation de ces molécules organiques simples présente l'avantage de mieux souligner le rôle des groupements fonctionnels dans le mécanisme d'élimination de la matière organique aromatique hydroxylée par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium.

L'objectif de notre travail est donc d'étudier l'efficacité de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium sur l'élimination d'une molécule organique simples de type aromatique hydroxylé à différentes concentrations : Le catéchol. Divers mécanismes réactionnels sont proposés pour expliquer les interactions entre les formes hydrolysées du réactif coagulant et le composé proposé.

Cette étude se présente en deux parties :

- La première partie concerne une synthèse bibliographique qui montre la caractérisation de la matière organique aquatique et les principaux problèmes qui peuvent dériver de ce type de pollution. Cette partie rappelle également les généralités sur les procédés de coagulation-floculation ainsi que leur impact sur la matière organique. L'effet de ce procédé sur l'élimination de la charge organique sera aussi présenté à travers quelques études.
- La deuxième partie est structurée en deux chapitres dont la première montre les différents protocoles expérimentaux adoptés et le deuxième présente les résultats relatifs aux essais de floculation du catéchol en eau distillée.

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I.1 Introduction

La matière organique présente dans l'eau est généralement constituée d'un mélange de composés organiques provenant de la décomposition de matériaux d'origine végétale, animale, et microbienne présents dans l'eau (Anjou, 2008)

Récemment, les décideurs et les scientifiques ont été de plus en plus préoccupés par les effets de l'exposition de l'homme et de la faune aux composés chimiques dans l'environnement, en particulier le milieu aquatique. Les composés aromatiques sont parmi les produits chimiques les plus préoccupants à cet égard car ils ont tendance à persister dans l'environnement pendant une longue période de temps, à s'accumuler et à exercer des effets toxiques sur les humains et les animaux (Bruce et al, 1987). Elles existent dans les plans d'eau en raison du rejet d'eaux usées polluées des activités industrielles, agricoles et domestiques dans les plans d'eau. Ils se produisent également à la suite de phénomènes naturels. Ces composés sont connus pour être toxiques et infliger des effets à la fois graves et durables sur les humains et les animaux. Ils agissent comme des cancérogènes et causent des dommages aux globules rouges et au foie, même à de faibles concentrations. L'interaction de ces composés avec des micro-organismes, des composés inorganiques et d'autres composés organiques dans l'eau peut produire des composés substitués ou d'autres fractions, qui peuvent être aussi toxiques.

De nombreux procédés de traitement peuvent être utilisés pour l'élimination de la matière organique tels que l'adsorption sur charbon actif, la filtration sur sable, l'échange d'ions et la filtration sur membrane (Croué et al, 1999 ; Domany et al, 2002 ; Humbert et al, 2008). Cependant, les limites imposées par ces procédés en termes de taille des molécules organiques et par conséquent de colmatage imposent le couplage de plusieurs traitements ou l'utilisation d'autres procédés. Actuellement, dans les stations de traitement conventionnelles, le procédé de coagulation floculation est majoritairement utilisé pour l'élimination de la matière organique (Wang et al, 2002).

Au cours de ce chapitre, nous allons présenter dans une première partie des généralités sur la matière organique dans les milieux aquatiques notamment la matière organique dissoute, leurs sources et leurs compositions ainsi que les méthodes de leur élimination de l'eau. Dans la deuxième partie, nous allons présenter des généralités sur le procédé de la coagulation floculation, ses schémas classiques ainsi que les divers mécanismes mis en jeu, ainsi que les principaux travaux qui se rapportent à l'élimination de la matière organique aromatiques par coagulation-floculation.

I.2 La matière organique dans les milieux aquatiques

La Matière Organique Naturelle est la principale source de composés organiques dans les eaux naturelles. Elle est composée d'éléments simples à l'état de traces tels que les acides carboxyliques, les phénols, les acides aminés, les sucres et les hydrocarbures (composés non humiques) mais surtout de substances humiques. Elle se divise en deux catégories : la matière organique particulaire, définie comme la fraction retenue sur 0,45 μm et la matière organique dissoute. Cette fraction dissoute représente la part la plus importante de la matière organique des eaux naturelles et elle est composée majoritairement de substances humiques (40 à 80 %) (Croué et al, 2003 ; Mostafa et al, 2007).

I.2.1 Généralité sur la matière organique dissoute

On désigne sous le nom de matière organique dissoute (MOD) un ensemble complexe et hétérogène de macromolécules organiques formées par la dégradation de matériel biologique animal ou végétal, d'origine terrestre ou aquatique. Cette fraction du matériel organique est une composante essentielle dans les processus photochimiques et photophysiques affectant l'ensemble des substances inorganiques ou organiques introduites dans l'environnement et elle représente un réservoir majeur de carbone organique présent dans les milieux aquatiques comme illustré la figure 1 (Cronan and Aiken, 1985).

I.2.2 Sources de la matière organique dissoute

L'entrée de composés organique dans le milieu aquatique résulte des activités naturelles, industrielles, domestiques et agricoles. Leur présence peut être due à la dégradation ou à la décomposition des matières organiques naturelles présentes dans l'eau, par l'élimination des déchets industriels et domestiques dans les plans d'eau et par le ruissellement des terres agricoles (Wallace, 1996). Ces produits chimiques, lors de leur entrée dans l'eau, ont tendance à subir des transformations en d'autres fractions qui peuvent même être plus nocives que les composés d'origine. Cette transformation est normalement due à leur interaction avec des facteurs physiques, chimiques et biologiques ou microbiens dans l'eau (Kulkarni et al, 2013)

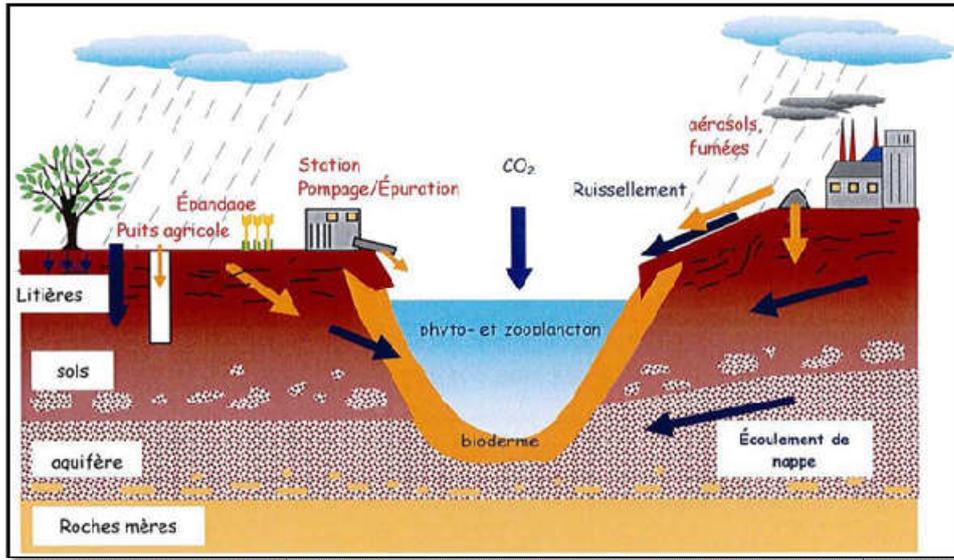


Figure 1: L'apport du carbone organique dans les milieux aquatiques (Veysy, 1998)

I.2.3 Composition de la matière organique dissoute des eaux

Une faible partie des MOD est composée principalement de molécules organiques de faible poids moléculaire qui peuvent être identifiées chimiquement comme les acides organiques, les sucres et les acides aminés... Mais la grande partie est constituée de macromolécules complexes de haut poids moléculaire comme des substances humiques (Harter et Naidu, 1995; Kalbitz et al, 2000). En effet dans cette matière organique, on peut citer deux grands groupes : les substances humiques et les substances non-humiques.

I.2.3.1 Les substances humiques

Les substances humiques constituent en général la fraction organique la plus importante soit, 40 à 60 % du COD, parfois même 90 % dans certaines eaux très colorées (Thurman, 1985). Elles sont les matériaux organiques naturels les plus répandus dans les sols, l'eau et les sédiments (Julien, 2008), ce sont des mélanges très complexes de MO hétérogènes de couleur jaune à noire.

Les substances humiques présentent une large gamme de propriétés physico-chimiques qui conditionnent leur comportement géochimique (Maccarthy et Malcolm, 1989). Elles présentent le caractère le plus aromatique de la MOD et des rapports C/H, C/O et C/N plus importants que les autres composés de la matière organique dissoute (tableau 1).

Tableau 1 : Composition élémentaire des substances humiques en % (Stevenson, 1982)

Elément	C	O	H	N	S
Acides fulviques	40-50	44-50	4-6	<1-3	0-2
Acides humiques	50-60	30-35	4-6	2-6	0-2

Plusieurs modèles ont été proposés la structure des substances humiques (Hecini, 2016), parmi ces modèles, le modèle de Schulten et Leinweber, (2000), proposent une structure tridimensionnelle des substances humiques (Figure 2).

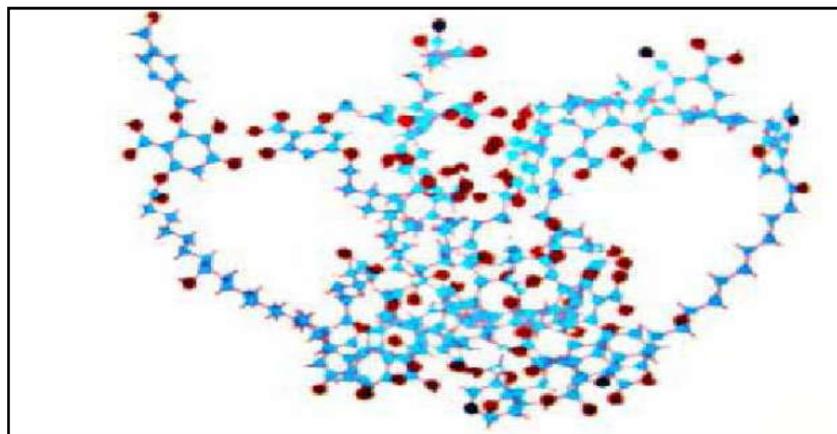


Figure 2 : Structure tridimensionnelle des substances humiques (Schulten et Leinweber ; 2000)

Les substances humiques aquatiques sont des polyanions dont le degré d'ionisation dépend du pH du milieu. Elles sont classées selon leur solubilité en deux grandes catégories :

- les acides fulviques, solubles quelque soit le pH
- les acides humiques qui précipitent dans les solutions très acides (pH<2)

Généralement, les acides humiques regroupent des composés de plus grande masse moléculaire, d'acidité moindre et présentent une plus grande aromaticité (rapport C/H plus important). Les acides fulviques, plus solubles et plus petits présentent une plus grande proportion de groupements fonctionnels (Hayase et Tsubota, 1984). La formule chimique moyenne serait pour les acides humiques $C_{10}H_{12}O_5N$ et pour les acides fulviques $C_{12}H_{12}O_9N$ (Piccolo et Stevenson, 1982). Le rapport O/C est environ 0,5 pour les acides humiques et 0,7 pour les acides fulviques. Cette relative richesse en oxygène des acides fulviques par rapport

aux acides humiques est due à un plus grand nombre de fonctions carboxyliques et à une plus grande abondance d'hydrates de carbone.

Andreux (1994) propose une structure globale des substances humiques avec un noyau central aromatique et sur lequel sont fixées des chaînes latérales aliphatiques ramifiées (figure 3). Les principales variations résident dans la répartition des carbones aromatiques et aliphatiques (plus de noyaux aromatiques dans les structures humiques) et le nombre de fonctions acides (acidités carboxyliques plus importantes dans les structures fulviques).

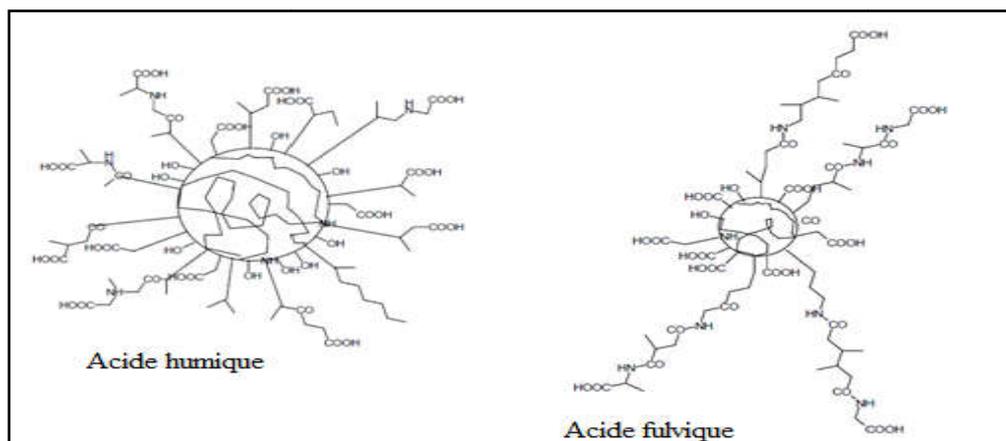


Figure 3 : Modèle de structure des composés humiques (Andreux et Munier-Lamy, 1994)

Les substances humiques constituent un mélange de macromolécules caractérisé par une grande variété de groupements fonctionnels (groupements azotés (amine primaire, imine, etc.), groupements oxygénés aliphatiques (acides, aldéhydes, cétones, etc.) et groupements oxygénés aromatiques (phénol, quinone, etc.)). Dans cette partie nous discuterons brièvement sur les deux différents groupements fonctionnels : phénoliques (OH) et carboxyliques (COOH).

a- Les composés phénoliques

Les composés phénoliques sont une classe de composés organiques avec un ou des groupes hydroxyle directement liés à un ou plusieurs cycles aromatiques. Le premier membre des produits chimiques appartenant à cette catégorie de composés organiques est appelé phénol, également connu sous le nom d'acide carbolique, de benzophénol ou d'hydroxybenzène avec la formule chimique de $C_6H_5.OH$ (figure 4). Tous les autres membres du groupe sont des dérivés du phénol (Dixon et Paiva, 1995).

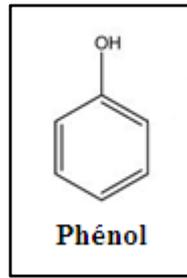


Figure 4 : La structure chimique du phénol (Hecini, 2008)

Les composés phénoliques peuvent être regroupés en simples, bi et polyphénols selon le nombre de groupes phénols présents dans une molécule particulière. Les phénols simples sont des phénols avec un seul cycle phénolique substitué (Ignat et al, 2011). La figure 5 illustre les structures de quelques composés phénoliques simples.

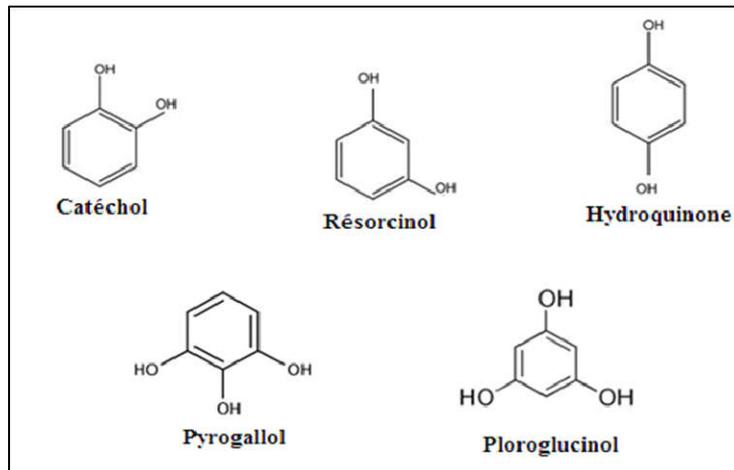


Figure 5: Les structures chimiques de quelques composés phénoliques

Les composés phénoliques ont été enrôlés par l'Agence américaine de protection de l'environnement (USEPA) et l'Union européenne (UE) comme polluants prioritaires. Cet enrôlement est dû au fait que ces produits chimiques sont réputés toxiques et ont de graves effets à court et à long terme sur les humains et les animaux (Mahugo-Santana et al, 2010)

b- Les composés carboxyliques

Les acides carboxyliques sont caractérisés par la présence dans leur structure d'un ou plusieurs groupes carboxyle (COOH), qui apportent à la molécule un caractère donneur de protons (caractère acide).

La formule moléculaire générale des acides carboxyliques est $C_nH_{2n+1}-COOH$. Elles contiennent au moins un groupe carboxyle (figure 6). Elles sont caractérisées par la forte absorption due au groupe carbonyle dans les spectres infrarouges de ces composés. L'absorption se produit dans la même région que les groupes carbonyle des aldéhydes et des cétones, mais l'absorption des acides carboxyliques se produit à un nombre d'ondes légèrement plus élevé et a tendance à être quelque peu élargie. La liaison O-H des acides carboxyliques absorbe dans la même région que celle des alcools. Cependant, l'absorption est beaucoup plus large pour les acides carboxyliques, et elle chevauche les absorptions de C-H (Robert et al, 2019).

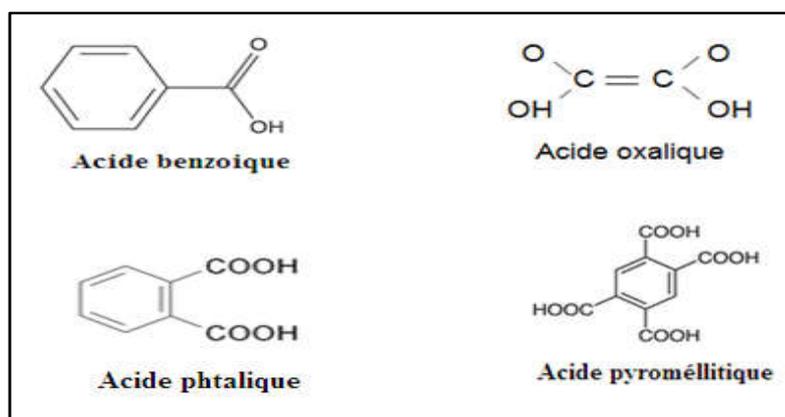


Figure 6 : Les structures chimiques de quelques composés carboxyliques

I.2.3.2 Les substances non humiques

Les substances non humiques (SNH) représentent une fraction toute aussi hétérogène que les substances humiques et occupent uniquement 10% en poids de la totalité de la matière organique (Thurman, 1985; Douglas et al, 1995). Ces substances sont présentes dans l'eau à de faibles concentrations, de l'ordre du $\mu\text{g/l}$, proviennent essentiellement des rejets agricoles, industriels et urbains (pesticides, acides aminés, hydrocarbures) (Thebault, 1978 ; Lefebvre, 1990).

Selon (Leenheer, 1981) cette fraction semble caractérisée par un ensemble d'acides organiques simples (acides gras volatils), de polyélectrolytes complexes riches en groupements hydroxyles et carboxyles, de sucres sous forme acide (acides uronique, aldonique, polyuronique) ainsi que des structures de type carbohydrate.

I.3 Les différents processus d'élimination de la matière organique

La récupération des composés organique du milieu aquatique est une exigence obligatoire afin de protéger la vie des humains et des organismes aquatiques par une éventuelle contamination de ces produits chimiques toxiques. En conséquence, un certain nombre de techniques de traitement des eaux ont été développées et utilisées pour éliminer les composés organiques des eaux usées industrielles, domestiques et municipales avant leur élimination dans les plans d'eau afin de minimiser les effets dévastateurs de ces produits chimiques sur la vie humaine et aquatique (William W et al, 2017). Certaines de ces techniques incluent :

I.3.1 La dégradation photo catalytique

Cette méthode consiste à utiliser des catalyseurs à oxyde métallique pour dégrader les polluants, où le catalyseur est généralement activé par absorption d'un photon d'énergie appropriée et est capable d'accélérer la réaction sans être épuisé (Kettab A, 1992).

I.3.2 L'extraction

Une des techniques utilisées pour éliminer les composés organiques de l'eau est l'extraction à l'aide de solvants organiques polaires. La méthode d'extraction de l'élimination des composés organiques des eaux usées peut être classée comme l'extraction liquide-liquide et l'extraction en phase solide (William W et al, 2017).

I.3.3 L'Adsorption

L'adsorption est un procédé utilisé pour éliminer les substances humiques responsables de la couleur, les goûts, les odeurs, les phénols et les crésols (Djellouli R et Belarbi O, 2008).

C'est un phénomène du surface consistant en la fixation de certains ions ou molécules du corps adsorbé sur les molécules du corps adsorbant.

L'élimination des substances humiques par la filtration sur charbon actif en grains est étroitement liée à la nature et au degré de saturation du charbonnet à sa porosité dans la chaîne de traitement (Lemarchand, 1981 ; Le Cloirec, 1985).

I.3.4 L'Electro - Fenton

La réaction de Fenton est une réaction entre le fer (II) et le peroxyde d'hydrogène entraînant la formation de radicaux hydroxyles (OH•), un agent oxydant non sélectif et puissant (Argun et al ,2008) En conséquence, ce procédé a été utilisé pour oxyder les

polluants organiques en solution aqueuse en dioxyde de carbone et en eau. Cependant, le procédé de Fenton présente l'inconvénient du coût élevé d'acquisition des réactifs (peroxyde d'hydrogène et de fer (II)) et de la production de boues. Une technique améliorée, le procédé électro - Fenton, qui est capable de surmonter les obstacles susmentionnés et permet un meilleur contrôle de la génération de radicaux hydroxyles (Brillas et al, 2009) a donc été conçue.

I.3.5 L'échange d'ions

Pour l'échange d'ion on retrouve essentiellement des résines échangeuses d'ions (Alexandratos, 2009). Elles se présentent sous la forme de billes poreuses contenant de l'eau sur lequel un ion fixe est lié tels que des ions ammoniums pour les résines échangeuses d'anions et des ions sulfonâtes pour l'échange d'anion, qui aura d'avantage d'intérêt dans cette étude. A ces ions viennent des contre-ions qui eux sont mobiles et pourront être échangés par un autre cation (Fig. 7) (Introduction à l'échange d'ions, 2016).

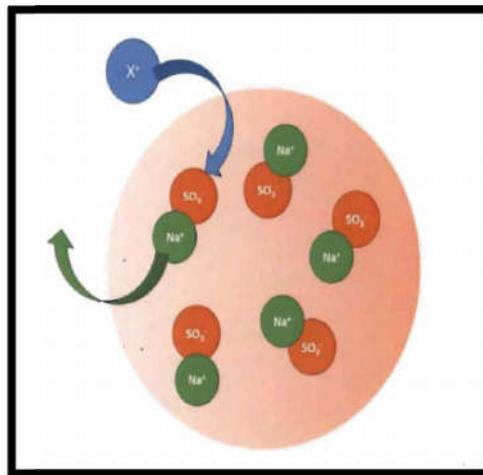


Figure 7 : Principe de l'échange d'ion

Il existe, pour les échangeurs de cations, deux variétés, les échangeurs avec des acides forts, qui échangeront mieux les cations que ceux avec des acides faibles.

I.3.6 Séparation sur membrane

Une membrane est un type spécifique de barrière qui permet la séparation d'espèces dans un gaz ou un liquide grâce à divers mécanismes tels que la diffusion, le tamisage ou la sorption. La séparation sélective se produit en raison de la nature semi-perméable des membranes. Il s'agit de la capacité de la membrane à permettre le passage de certaines substances à travers elle tout en empêchant le passage d'autres en fonction de leur taille et / ou

de leur poids moléculaire. Ainsi, dans la méthode de séparation basée sur la membrane de purification de l'eau, l'eau passe généralement à travers la membrane tandis que le polluant en suspension, généralement avec des tailles et des poids moléculaires comparativement plus grands, est incapable de traverser la membrane. Ils sont retenus dans le milieu ou sur la membrane puis retirés (William W et al, 2017). Ces processus sont classés en microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration et osmose inverse (Bahareh Asadollahi Esfahani et al, 2014).

1.3.7 La coagulation-floculation

C'est un processus largement utilisé dans les stations de traitement conventionnelles pour l'élimination des particules colloïdales et de la matière organique dissoute (Duan et Gregory, 2003) grâce à leur déstabilisation chimique, par addition d'un électrolyte. Ce procédé est en fait la phase d'agglomération et de précipitation des colloïdes coagulés (Hecini, 2014). Dans la partie suivante, nous décrirons avec plus de détails cette technique.

I.4 Généralité sur les techniques de la coagulation-floculation

I.4.1 Définition

Dans le traitement des eaux, la coagulation-floculation est un procédé chimique souvent confondu (Bachi M et Abdelli R, 2005), ce processus facilite l'élimination des solides en suspension et des particules colloïdes (figure 8).

La coagulation est et la première étape dans le processus de traitement physico-chimique des eaux, elle consiste essentiellement à neutraliser à diminuer la charge électrique et favoriser ainsi le rapprochement des particules en vue de leur agglomération (Boursalil, 2011). La floculation est l'agglomération de particules déstabilisées en micro floc et ensuite en flocons plus volumineux que l'on appelle floc.

I.4.2 Les solutions colloïdales : Définition et origine

Du point de vue de la clarification en traitement des eaux, les particules qui présentent un intérêt sont essentiellement les colloïdes. Ce sont des entités organiques ou inorganiques assez grandes pour avoir une structure et des propriétés supramoléculaires. Ce sont également des entités assez petites pour ne pas sédimenter en l'absence d'agrégation pendant un laps de temps assez long (de quelques heures à quelques jours) (Buffle et al, 1998). Leur taille est fixée le plus souvent de manière arbitraire entre 1 nm et 1 μ m (Kaplan et al, 1997; Kretschmar et al, 1999) (figure 9).

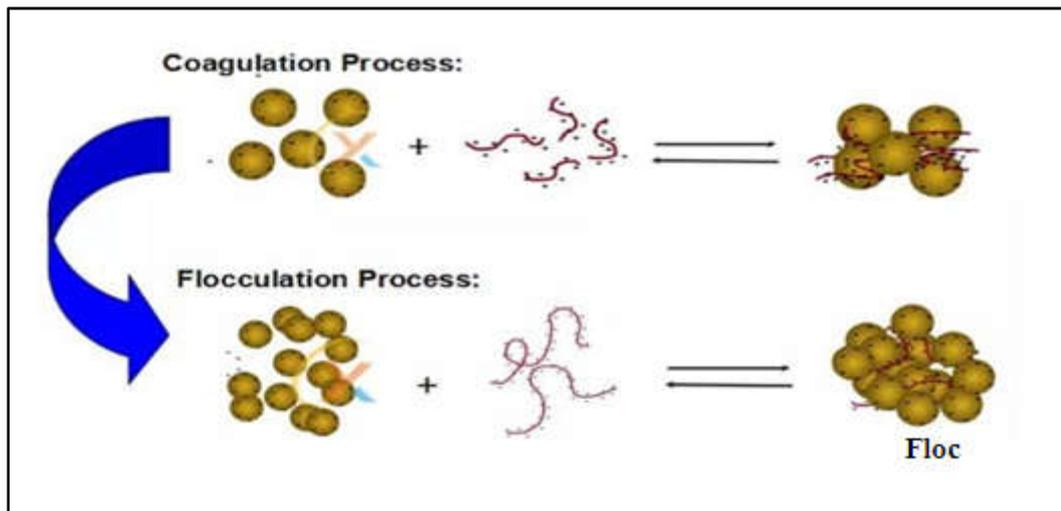


Figure 8 : Coagulation-flocculation

Par ailleurs, du fait de leur petite taille, les particules colloïdales ont des surfaces spécifiques importantes ($>10 \text{ m}^2/\text{g}$) et peuvent donc représenter des phases sortantes importantes pour diverses autres impuretés. Elles présentent donc un danger potentiel pour la sante en cas d'ingestion. Ces produits peuvent être d'origine minérale (sables, limons, argiles, ...) ou organique (produits de la décomposition des matières végétales ou animales, acides humiques ou fulviques par exemple). A ces composés s'ajoutent les microorganismes tels que les virus. Ces substances sont responsables, en particulier, de la turbidité et de la couleur

I.4.3 Déstabilisation des colloïdes

Les colloïdes possèdent une charge de surface (caractérisée par le potentiel zêta) majoritairement négative et par conséquent les répulsions électrostatiques favorisent un système colloïdal stable à L'origine de la turbidité des eaux du milieu naturel (Holt et al, 2002 ; Duan et Gregory, 2003). Le colloïde s'entoure d'une double couche (figure 10) :

- Une couche fixe ou couche de Stern à la surface immédiate de la particule au cœur de laquelle seuls les ions spécifiquement adsorbés peuvent pénétrer.
- Une couche diffuse ou couche de Gouy-Chapman, déformable et mobile, influencée par la force ionique de la solution.

Les particules colloïdales sont soumises à deux types de force qui conditionnent la stabilité de la suspension : les forces de répulsion liées aux charges superficielles des colloïdes et les forces d'attraction de type Van der Waals liées à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu.

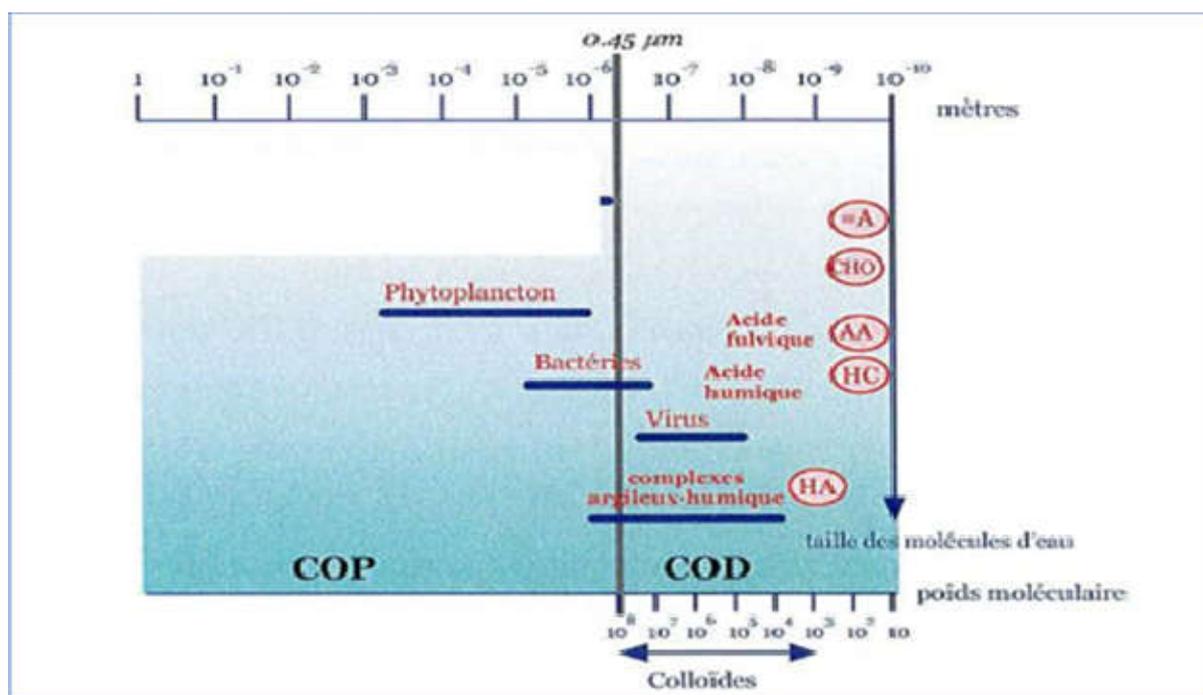


Figure 9 : Nature et gamme de taille des particules colloïdales dans l'environnement (Thurman, 1985)

Dans le cas des eaux naturelles (colloïdes majoritairement chargés négativement), la force de répulsion des colloïdes est supérieure à la force d'attraction créant un système colloïdal stable comme indiqué la (figure 11). La résultante de ces forces favorise ou non la rencontre des particules. Le rôle du coagulant est donc de déstabiliser la suspension colloïdale en pénétrant la double couche pour s'adsorber spécifiquement dans la couche de Stern.

1.4.4 Coagulants utilisés dans la technique de la coagulation-floculation

La coagulation est généralement réalisée à l'aide des sels de métaux hydrolysables. Le sulfate d'aluminium, le chlorure ferrique, le sulfate ferrique et le polychlorure d'aluminium sont les principaux produits chimiques utilisés pour le traitement de l'eau potable. Dans le cas particulier, l'utilisation de sels d'aluminium est préférable car les sels à base de fer laissent des résidus de fer importants qui peuvent causer des problèmes de blocage des filtres, ainsi qu'une eau salissante (Degremont, 2005). Le tableau 2 présente les principaux coagulants et leurs caractéristiques. L'hydrolyse de ces sels conduit dans la première étape très rapide à la formation de monomères selon les réactions suivantes (Stumm et Lee, 1960).

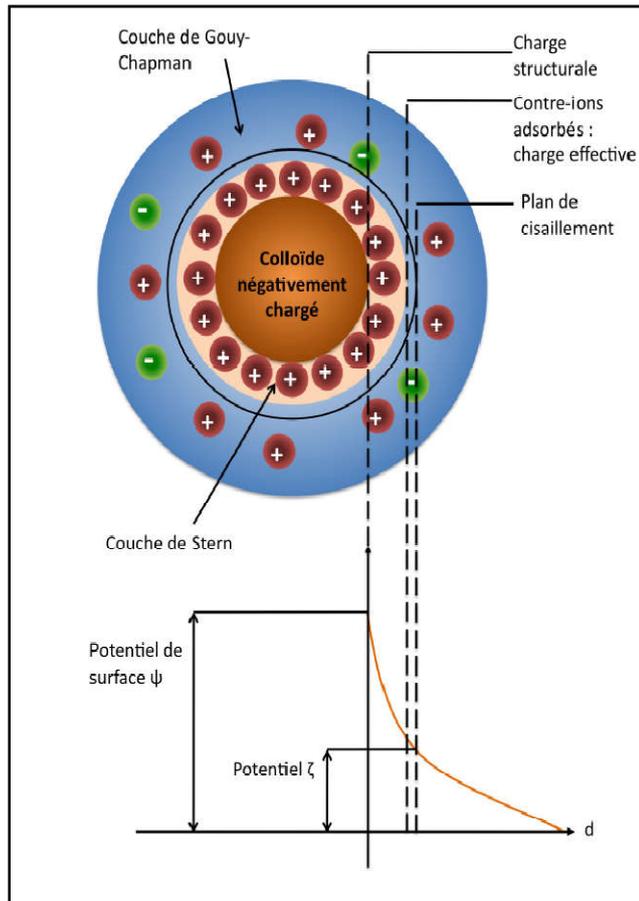


Figure 10 : État de surface des colloïdes selon la théorie de la double couche (Roger, 2010)

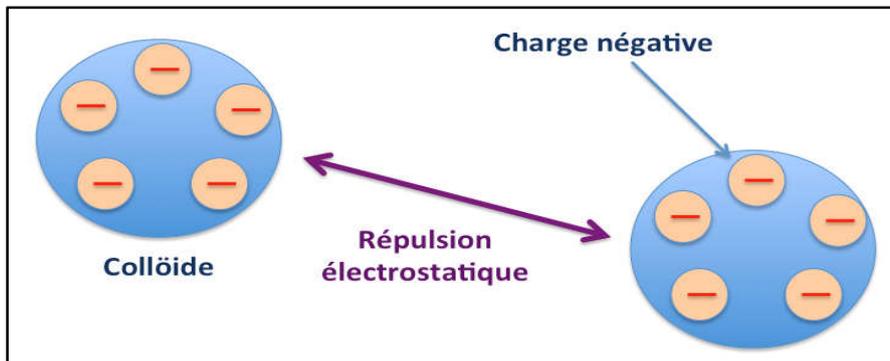


Figure 11 : Répulsion électrostatique entre deux colloïdes

Hydrolysed'aluminium



1.4.5 Optimisation de la coagulation-floculation sur Jar-Test

La détermination de ces grandeurs au laboratoire est réalisée par un appareil appelé banc de jar-test (figure 12), il consiste en une rangée de béciers alignés sous un appareillage qui permet de les agiter tous à la même vitesse. Les différents béciers ayant reçu une dose différente de réactif et à la fin de l'expérience, on détermine quels sont les couples quantité de réactif / vitesse et temps d'agitation qui permettent d'obtenir l'eau la plus limpide, les floccs les plus gros et les mieux décantés. Concernant la vitesse d'agitation, on sait que la coagulation nécessite une vitesse d'agitation plutôt rapide afin de permettre la rencontre des colloïdes et des cations métalliques alors que la floculation une vitesse relativement faible afin de favoriser l'agrégation des colloïdes sans détruire les floccs déjà formés actif introduit (Desjardins, 1997).



Figure 12 : Essai « Jar-Test » flocculateur de laboratoire CRSTRA (Hecini, 2014)

Tableau 2 : Principaux coagulants et leurs caractéristiques (Degrémont, 2005)

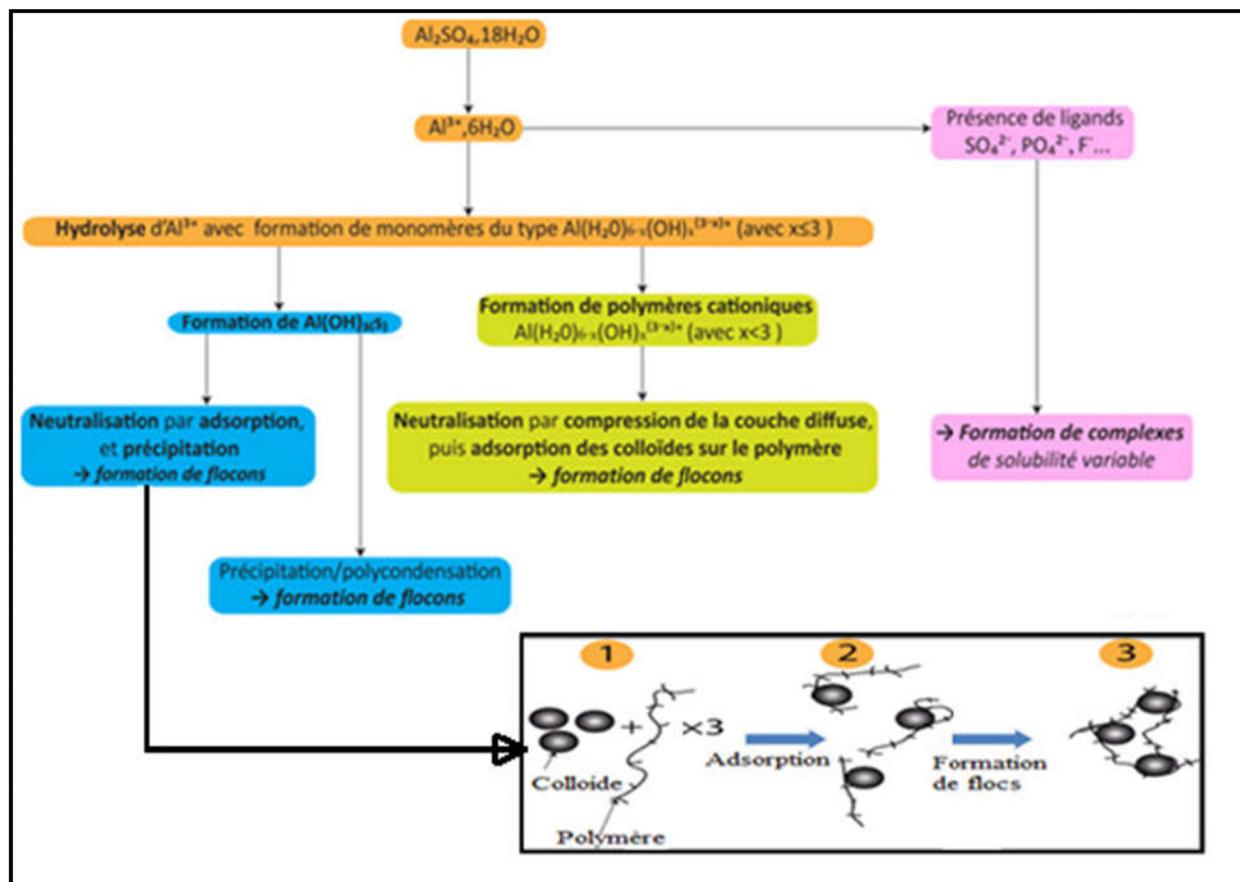
Coagulant	pH	Aspect	Couleur	Densité de la solution	Avantage
Poly Aluminium Chloride $Al_n(OH)_mCl_{3n-m}$	1.0	Liquide	Jaunâtre	1380	-Tous types de traitement d'eau - Meilleure qualité de l'eau - Meilleure efficacité de coagulation - Quantités requises plus faibles - Flocculation et sédimentation plus rapides - Nombre réduit d'étapes de nettoyage en aval
Sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3, 18 H_2O$	2.7-3.7	Cristaux ou poudre	Blanchâtres	1330	- Acidité faible - Turbidité finale de l'eau faible - Simple d'utilisation
Chlorure de fer $FeCl_3, 6 H_2O$	1.8	Liquide	gris foncé à marron	1430	-Très efficace pour éliminer la matière organique - Pas d'aluminium résiduel - Détection simple des résidus de fer - Grand domaine de pH
Sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3, 9 H_2O$	<1.0	Liquide	rouge - marron	1550	Très efficace pour éliminer la matière organique - Pas d'aluminium résiduel - Détection simple des résidus de fer - Grand domaine de pH
Sulfate ferreux $Fe(SO_4), 7 H_2O$	1.5-2.2	Cristal	verdâtre ou jaune - marron	1200	-Pas d'aluminium résiduel - Peu sensible au pH
Aluminate de sodium : $NaAlO_2$	>14.0	Liquide	visqueux incolore ou ambre	1500	-Très efficace pour les eaux acides - Quantités requises faibles - Très performant

1.4.6 Mécanismes d'élimination de la MO par coagulation-flocculation

On peut considérer qu'il existe quatre grands mécanismes qui agissent individuellement ou ensemble dans la coagulation flocculation (Edeline, 1992; Vigouret, 1985; Desjardins, 1997; Bottero et Lartiges, 1992) :

- 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.

Figure 13: Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation (Bensadok, 2007)



1.4.7 Application sur l'élimination de la MO par coagulation-floculation

Plusieurs recherches ont été étudiées l'élimination de la coagulation-floculation de la matière organique dans les eaux naturelles. Un résumé des principales études qui touchent à ce sujet sera présenté :

Lefebvre et Legube (1993) ont étudié le comportement des composés organiques simples vis à vis de la coagulation à partir de 17 composés aromatiques (acides et/ou phénols) et 6 diacides aliphatiques. Ces molécules modèles ont été choisies en vue de découvrir le rôle des fonctions acides (COOH , OH -phénolique) des substances humiques sur leur élimination par coagulation-floculation. Pour les molécules aromatiques, une élimination par le fer à $\text{pH} = 5.5$ n'est obtenue que si celles-ci ont au moins deux fonctions acides en position ortho. Dans le cas des diacides aliphatiques, l'élimination est d'autant moins bonne que la chaîne carbonée entre les deux fonctions acides est grande.

Rahni (1994) montre que l'élimination des composés organiques par coagulation-floculation dépend en plus de l'effet du pH et du rapport molaire, de la structure et de la stabilité des complexes formés. En effet, les composés susceptibles de former des complexes bidentates, sont mieux éliminés. C'est le cas des composés aromatiques possédant deux fonctions en ortho. En plus de la complexité des mécanismes de complexation et d'élimination avec le fer, des réactions d'oxydation peuvent se produire pour certains composés. C'est le cas du catéchol, de l'hydroquinone, et de l'acide glyoxalique

L'équipe de LARHYSS : Plusieurs travaux ont été effectués au laboratoire LARHYSS (Laboratoire de recherche en hydraulique souterraine et de surface) à l'université de Biskra (Mohammed Khider) basé sur l'élimination de la MO par coagulation-floculation, parmi ces travaux :

Achour et Guesbaya (2006), suite à une étude réalisée sur l'élimination par coagulation-floculation des substances humiques du type " humate de sodium" diluées dans des milieux à minéralisation variable, ont pu mettre en évidence, pour les différentes concentrations testées, les lois stœchiométriques récapitulées dans le (tableau 3) qui sont variables en fonction des caractéristiques des eaux testées et valables pour des concentrations des SH entre 3 et 15 mg/l.

Tableau 3 : Lois stœchiométriques coagulant / SH (humate de sodium) pour différentes eaux de dilution (Achour et Guesbaya, 2006)

Eau	Loi	Coefficient de corrélation
Distillée	$Y = 2X$	1
Chiffa	$Y = 5,08X$	0,997
Ifri	$Y = 5X$	1
Drouh	$Y = 3,23X$	0,997
Chaiba	$Y = 3X$	1
Hamiz	$Y = 2,43X$	0,997

Hecini, 2008 ont étudié l'élimination de composés organiques phénoliques (phénol, catéchol, pyrogallol et phloroglucinol) par coagulation-floculation. Les résultats présentés sur la (figure 14) montre que les rendements d'élimination de ces composés organiques évoluent différemment selon la structure chimique. De plus, l'effet de la dose de coagulant introduite est variable d'un composé à l'autre. 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.

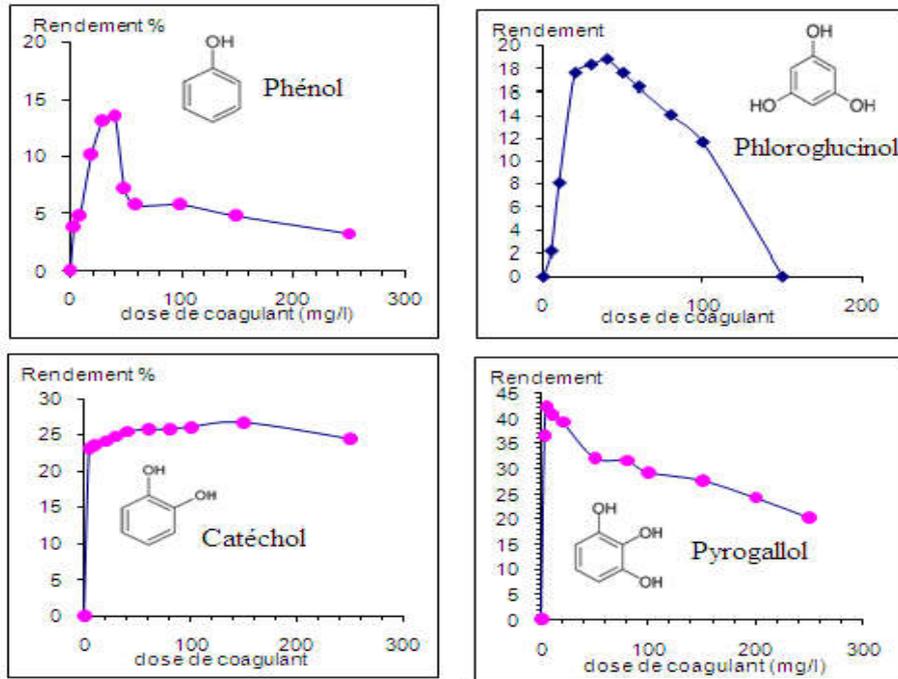


Figure 14 : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination des composés phénoliques (20mg/l), pH non ajusté (Hecini, 2008).

Rezeg (2010), montre quel'évolution de l'acide pyroméllitique en eau distillée a présenté des propriétés très proches de celles des substances humiques vis-à-vis du traitement de floculation par le sulfate d'aluminium. Cependant, la demande en coagulant nécessaire aux optima des rendements est beaucoup plus importante dans le cas de l'acide pyroméllitique. Il est possible que la nature des composés simples, à savoir leur état dissous, leur faible dimension et leur faible masse moléculaire soient la raison pour laquelle la sollicitation en coagulant est plus importante (Achour et Guesbaya, 2005).

Hecini, (2016), ont étudié l'impact de sels minéraux calciques, sulfatés et phosphatés communément présents dans les eaux à traiter sur l'élimination de composés organiques aromatiques au cours du processus de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium. Les composés organiques testés sont d'une part, des substances humiques de type humate de sodium, et d'autre part des structures plus ou moins complexes qui se rapprochent le plus de la structure de base des substances humiques (Acide pyroméllitique, phénylalanine et catéchol). L'ajout de sels minéraux a montré une influence notable sur l'abattement des substances humiques et les composés aromatiques simples testés. L'élimination de ces composés a été influencée par le pH qui permet de conditionner d'une part la forme de l'aluminium et la forme de l'électrolyte et d'autre part la structure chimique de ces composés

et leurs groupements fonctionnels. L'élimination des composés organiques testés semble fortement dépendre des interactions possibles entre la matrice minérale des eaux et les groupements fonctionnels hydroxylés, carboxyles et aminés de la matière organique aquatique.

I.5 Conclusion

La matière organique 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, sucres...). Parmi les composés organiques naturels de type macromoléculaire, les substances humiques constituent en général la fraction organique la plus importante.

Elles sont divisées en deux sous-ensembles, les acides humiques et les acides fulviques. Ces derniers sont plus solubles que les acides humiques, représentent la fraction la plus importante des substances humiques. Ils comprennent dans leur structure de nombreux groupements organiques aromatiques dont les fonctions phénoliques.

Les composés phénoliques sont des composés toxiques, résultant de la dégradation naturelle des substances chimiques, des activités industrielles et des pratiques agricoles.

Les phénols sont probablement les composés organiques le plus souvent associés à des problèmes organoleptiques, ils provoquent des problèmes de goût et d'odeur à des concentrations aussi faibles que 1 µg/l, notamment les chlorophénols.

Des recherches ont été réalisées consacrées au développement de méthodes de détermination de la nature, l'origine et la structure des composés phénoliques, ainsi que des techniques de leur élimination. Parmi ces derniers, la coagulation-floculation peut constituer un procédé efficace. La coagulation-floculation par des sels d'aluminium ou de fer permet l'élimination de nombreux composés minéraux et organiques, à l'état dissous ou dispersé.

L'optimisation de ce procédé est basée sur l'étude de l'influence de paramètres réactionnels tels que le pH, la dose et le type de coagulant. Quant à la nature de la matière organique, le nombre et la position des fonctions acides (carboxyles et OH-phénoliques) jouent un rôle important dans l'élimination, et donc dans les mécanismes d'interaction entre le coagulant et la matière organique.

Chapitre II : Procédure expérimentale

II.1 Introduction

Ce chapitre sera consacré à la présentation des différents réactifs et de l'appareillage utilisé comme il permettra de montrer la méthodologie expérimentale adoptée. Nous identifierons en premier lieu le composé organique choisis pour l'expérimentation.

Les différentes techniques analytiques qui devront permettre de juger de l'efficacité du traitement seront également présentées. Enfin, nous présenterons une brève description de l'essai de jar-test tout en précisant les différentes étapes suivies au cours de l'étude expérimentale. Sachant que tous les essais expérimentaux ont été réalisés au laboratoire « Qualité des eaux » du centre de recherche scientifique et techniques sur les régions arides (CRSTRA) de Biskra.

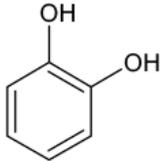
II.2 préparation des réactifs

II.2.1 Préparation des solutions de composés organiques

Les composés organiques testés sont représentés par le catéchol. Pour les besoins de notre étude, nous avons utilisé des produits commercialisés par Aldrich. Les principales caractéristiques de ce produit sont récapitulées dans le tableau 1.

Nous avons préparé une solution mère de 100 mg/l de ce composé phénolique testé, Celle-ci a servi d'une part, dans la préparation des solutions étalons et d'autre part lors des essais en solutions synthétiques. Durant la période de nos essais, nous avons utilisé de l'eau distillée qui possède une conductivité variant entre 10,3 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 14,5 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et un pH compris entre 7,54 et 6,04.

Tableau 4 : Caractéristique physico-chimiques du catéchol (Suresh et al, 2012)

Nom courant	Catéchol
Nom chimique	1,2-Dihydroxybenzene
Structure chimique	
Formule moléculaire	$\text{C}_6\text{H}_6\text{O}_2$
Masse molaire (g/mole)	110,11
pK-OH	$\text{pK}_1 = 9,25$

	$pK_2 = 13$
Pureté %	99

II.2.2 Préparation du coagulant

Comme sel coagulant, nous avons utilisé le sulfate d'aluminium en poudre de formule chimique $[Al_2 (SO_4)_3 \cdot 18H_2 O]$. Une solution mère de 10 g/l est préparée périodiquement par dissolution de cette poudre dans de l'eau distillée.

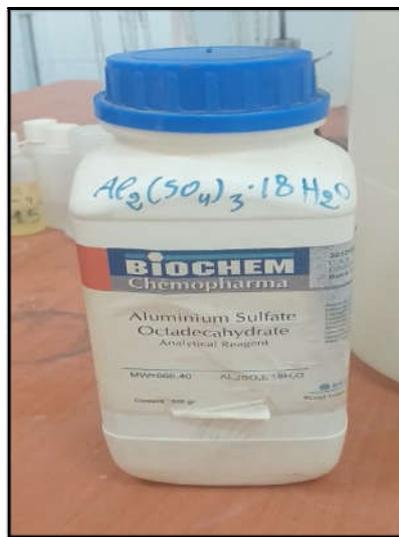


Figure 15 : sulfate d'aluminium en poudre

II.3 Méthodes analytiques

II.3.1 Dosage des composés organiques

II.3.1.1 Spectrophotométrie

Le pourcentage d'abattement du catéchol est évalué par la mesure de la densité optique (DO) ou de l'absorbance (A). A été réalisé sur un spectrophotomètre (UV/vis, HackLANGE DR 6000) le trajet optique étant de 1cm avec des cuves en quartz, la longueur d'onde utilisée égale 270 nm.

II.3.1.2 Étalonnage

Pour tracer les courbes d'étalonnage de composés testé, nous avons déterminé les valeurs de l'absorbance correspondant aux différentes concentrations des solutions étalons.

Dans notre étude, l'étalonnage est répété avant chaque série d'essais. La figure 1 représente un exemple de courbe d'étalonnage pour le catéchol testé en eau distillée.

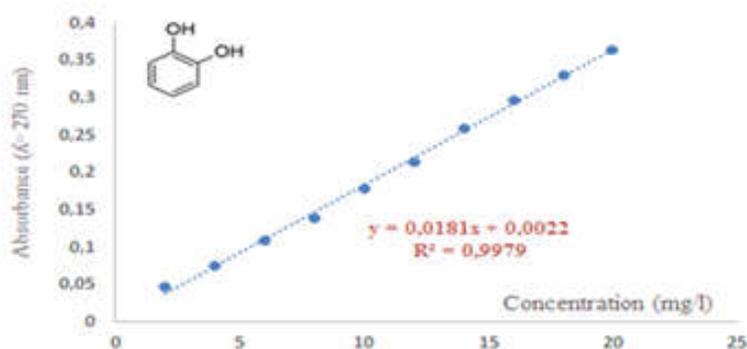


Figure 16 : Etalonnage du catéchol en eau distillée

II.4 Description des essais de floculation

Les essais de jar-test ont été réalisés sur un flocculateur à 6 agitateurs (Flocculateurlabo de CRSTRA) 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. Au cours de notre étude, les solutions enrichies en composé organique et en coagulant sont soumises pendant 3 min à une agitation rapide de 200 tr/min. La vitesse est par la suite réduite à 60 tr/min pour une durée d'une demi-heure. Après une décantation de 30 minutes, le surnageant est récupéré pour être filtré par un filtre à seringue de porosité (0,2 µm) (figure 5). Le filtrat est ensuite dosé par analyse au spectrophotomètre. Le pourcentage d'abattement de composés organiques est évalué par le rendement qui s'exprime 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.



Figure18 : filtre à seringue (0,2 μm)

II.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 présenté ainsi la préparation des réactifs et les différents procédés analytiques. Les résultats et leurs interprétations sont présentés dans le chapitre suivant.

Chapitre III:

Essai de floculation du catéchol en eau distillée sans ajustement du pH

III.1 Introduction

Ce chapitre est consacré aux essais de floculation du catéchol par le sulfate d'aluminium. Ce composé est caractérisé par des groupements fonctionnels hydroxyle (OH) en ortho sur le noyau. A partir des essais de Jar-est, nous allons tester l'influence de la dose de coagulant de différentes concentrations initiales (1, 2, 10 et 20) mg/l, et le suivi du pH final de ces solutions, les essais sont réalisés en eau distillée sans ajustement du pH.

Les résultats obtenus pourront faire l'objet d'une discussion concernant les mécanismes réactionnels possibles.

III.2 Effet de la dose de coagulant sur la floculation du catéchol

III.2.1 Résultats

Différents essais ont été réalisés sur des solutions synthétiques contenant une concentration croissante du catéchol dissoute en eau distillée à pH non ajusté et coagulées par des doses croissantes de sulfate d'aluminium. Ces essais ont été menés pour mieux comprendre les mécanismes de leur réaction avec le coagulant. La figure 1 présente les résultats définitifs aux concentrations testées en catéchol (20, 10, 2, et 1) mg/l, et le tableau 2 représente l'effet de la dose de coagulant sur l'évolution du rendement au cours de l'élimination du catéchol en eau distillée à différente concentration.

Tableau 5 : Influence de la dose de coagulant sur l'évolution du rendement au cours de l'élimination du catéchol en eau distillée à différente concentration.

Concentration initiale du catéchol (mg/l)	Dose de coagulant (mg/l)	Pourcentage d'élimination (%)	pH (final)
1	5	86.67	5.69
2	30	56.25	5.24
10	50	8.33	5.17
20	120	6.67	4.96

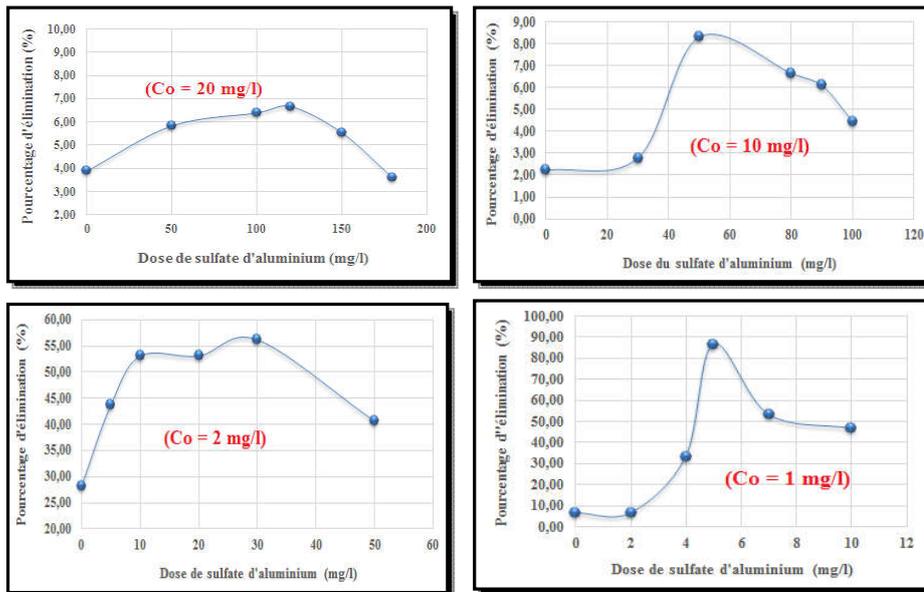


Figure 19 : Influence de la dose de coagulant sur l'élimination du catéchol à différentes concentrations initiales en eau distillée (pH non ajusté, $\lambda=270$ nm)

Nous pouvons globalement observer que pour chaque concentration initiale testée en catéchol il existe une dose optimale en sulfate d'aluminium à partir de laquelle les rendements se diminuent. De plus, l'effet de la dose de coagulant introduite est variable d'une concentration à l'autre. Nous avons pu également observer que le pourcentage d'abattement du catéchol se décroît au fur et à mesure que la teneur initiale testée en catéchol augmente, et la dose de sulfate d'aluminium introduit s'accroît.

Le suivi du pH final des solutions flocculées, accuse une diminution progressive au fur et à mesure que de la dose de coagulant augmente. A l'optimum, le pH est voisin de 4 à 6.

III.2.2 Discussion des Résultats

Au vu des résultats présentés, il semble possible de distinguer deux catégories de comportements de concentration de catéchol. La première catégorie inclut les concentrations de 20 mg/l et 10 mg/l qui sont faiblement éliminées par coagulation-floculation, au pH de nos essais. Les rendements maxima obtenus sont inférieurs à 10 %. La deuxième catégorie se rapporte aux concentrations de 2 mg/l et 1 mg/l qui sont bien éliminées dans les conditions de nos essais. A l'optimum, Les rendements obtenus sont supérieures à 50 %.

Le pourcentage d'élimination de 1 mg/l du catéchol est appréciable et atteint une valeur de 86.67 % pour une dose de 5 mg/l de sulfate d'aluminium. Le pourcentage d'abattement de la concentration initiale de 2 mg/l est aussi important, le rendement maxima

obtenu est de l'ordre de 56.25 % pour une dose de 30 mg/l de sulfate d'aluminium. Bien que les deux restes concentrations initiales 10 et 20 mg/l ne soient pas bien éliminés, le rendement maxima obtenu est de l'ordre de 8.33 % et 6.67% pour une dose de 50 mg/l et 120 mg/l de sulfate d'aluminium respectivement.

Les essais réalisés nous ont permis de conclure qu'aucune stœchiométrie n'a pu être mise en évidence comme apparaitre dans la figure suivante. Cela laisse penser que le mécanisme possible est un processus d'adsorption.

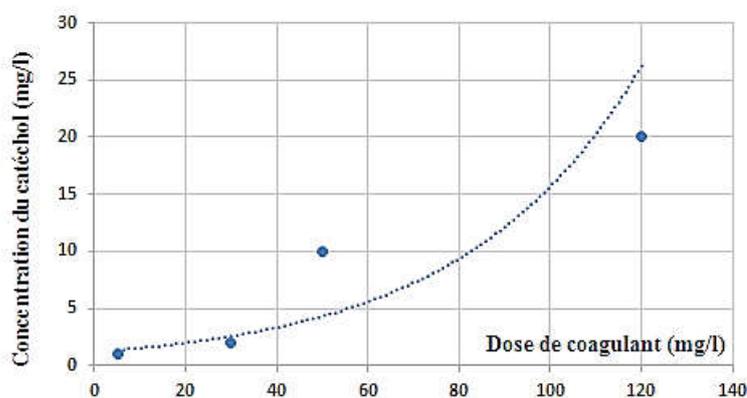


Figure 20: Relation entre les concentrations initiales du catéchol et les dose optimale de sulfates d'aluminium

Lefebvre (1990) indique que les composés aromatiques présentant au moins deux fonctions acides (identiques ou différentes) en position ortho sont éliminés. C'est le cas du catéchol dans nos conditions expérimentales. La présence de deux fois deux groupements acides (COOH ou OH) contigus sur ces composés semble leur conférer un comportement semblable aux substances humiques. Rezeg (2004), Hecini (2008) et Hecini (2016) montrent aussi que l'élimination des composés tels que le catéchol, le pyrogallol et l'acide pyroméllitique est fonction de la concentration initiale de ces composés et du pH du milieu.

Par ailleurs et selon (Hecini et Achour, 2008), les composés simples à groupements phénoliques tels que le pyrogallol ou le catéchol sont mieux éliminé par coagulation-floculation et l'élimination d'une molécule organique dépend de la nature et du nombre de groupements fonctionnels ainsi que de leur position.

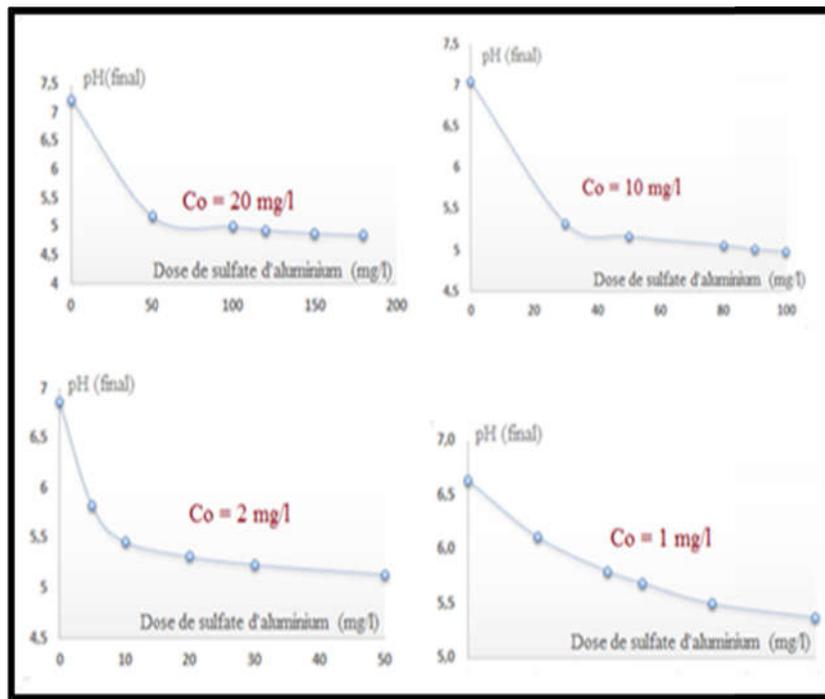


Figure 21 : Influence de la dose de coagulant sur l'évolution du pH au cours de l'élimination du catéchol en eau distillée à différente concentration

Signalons que cette étude a été réalisée sur des solutions aqueuses à pH non ajusté. L'évolution du pH en fonction de l'accroissement de la dose de coagulant (figure 3) montre une diminution progressive de ce pH. Ce qui était prévisible compte tenu des réactions d'hydrolyse du sulfate d'aluminium qui permettent la libération d'ions H^+ dans le milieu.

Le suivi du pH final montre ainsi qu'il est de l'ordre de 5 à 7 selon la concentration et selon le coagulant. De ce fait, les espèces cationiques de l'aluminium sont prépondérantes. Les réactions possibles seraient la formation de complexes solubles ou insolubles qui pourraient conditionner les mécanismes de la coagulation-floculation.

Les formes hydrolysées de l'aluminium peuvent être constituées par des floes comportant un mélange d' $Al(OH)_3$ amorphe et d'espèces chargées positivement tels que $Al(OH)^{2+}$ et $Al(OH)_2^+$. Un mécanisme électrostatique de neutralisation de charges par les formes

anioniques du catéchol partiellement dissociés peut alors avoir lieu. Il conduit généralement à des variations significatives du potentiel Zêta mesuré sur les floes d'hydroxyde d'aluminium (Julien et al, 1994). A ces pH un second mécanisme déjà évoqué

par Mazet Wais Mossa (1991) ou Rahni (1994) correspondrait à une réaction d'échange d'ions hydroxydes sur les floes (adsorption spécifique).

Il semblerait également que le pk ($pK_1 = 9.85$; $pK_2 = 13$) de la fonction acide puisse jouer un rôle dans l'élimination et ses mécanismes pour des composés du type de catéchol (Lefebvre et Legube, 1993). Ainsi, selon le degré d'ionisation des groupements fonctionnels et donc du pH du milieu, l'ajout de sels de fer ou d'aluminium aux molécules organiques peut entraîner la formation d'un complexe organique/espèces hydrolysées métalliques (figure 5).

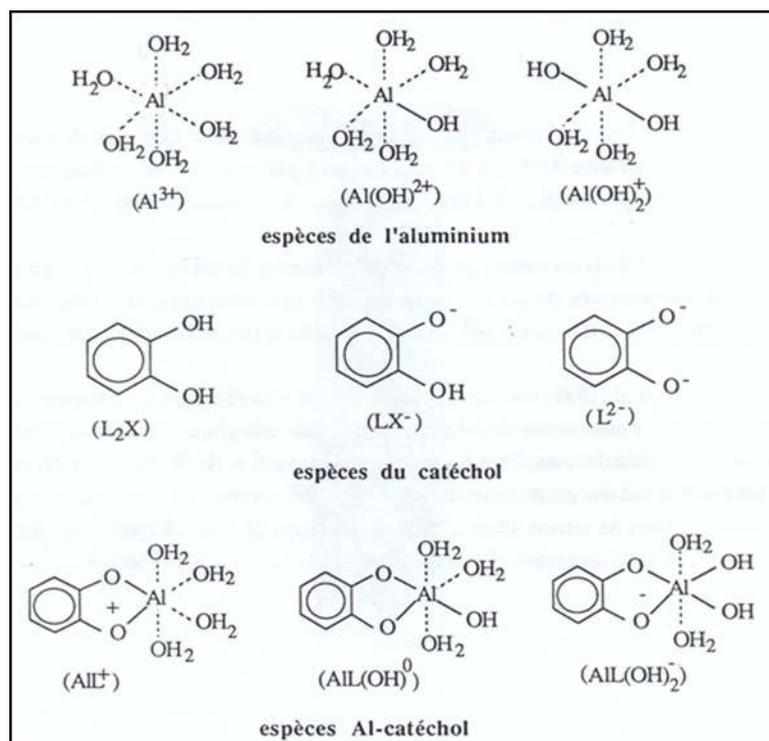


Figure 22: Schéma réactionnel de complexation de l'aluminium par le catéchol (Sikora et Mc Bride, 1989)

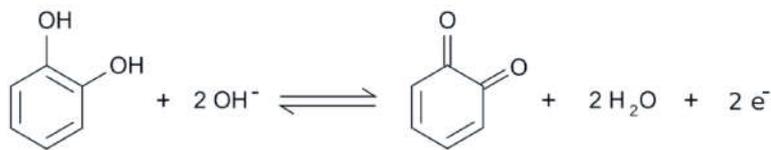
Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques (Jekel, 1986 ; Lefebvre, 1990 ; Rahni, 1994 ; Achour, 2001 ; Rezeg 2004, Hecini, 2008 et Hecini, 2016) concernant l'élimination de molécules organiques pour des pH se situant globalement entre 5 et 7 selon la structure du composé ainsi que la nature du coagulant (sulfate ferrique ou d'aluminium, chlorure ferrique).

Au cours d'expériences de coagulation-floculation par l'ajout de sels de fer aux molécules comme le catéchol, l'acide salicylique ou l'acide tannique (Rakotonaviro et al, 1989 ; Hecini, 2008), il sont noté l'apparition d'une coloration du milieu par formation d'un

complexe absorbant dans le visible, coloration et complexe qui disparaissent pour l'optimum de coagulation-floculation. Le même phénomène est observé dans le cas de nos essais sur le catéchol.

Hecini (2008) ont étudié l'effet de la dose de coagulant sur la formation du complexe dérivant du catéchol à pH = 5.5 dans le visible à une longueur d'onde de 500 nm. Un complexe pourrait se former après l'introduction du sulfate d'aluminium dans les situations de catéchol à pH basique.

D'après Lee et al (2007), le catéchol se présente sous forme de cristaux blancs sensibles à l'oxygène de l'air et à l'humidité, car il s'oxyde rapidement lors d'une exposition à la 1,2-benzoquinone par un processus d'auto-oxydation :



III. 4 Conclusion

L'étude expérimentale que nous avons menée a été consacrée à l'élimination, par floculation au sulfate d'aluminium, de quelques concentrations initiales du catéchol en eau distillée sans ajustement du pH.

Les résultats obtenus peuvent suggérer que la concentration initiale du catéchol et notamment le nombre et la position de fonctions hydroxyles pourraient conditionner l'efficacité du procédé de floculation de ce composé.

Quelle que soit la concentration testée dans la gamme étudiée, les faibles concentrations sont mieux éliminées que les concentrations élevées. En plus, aucune loi stœchiométrique n'a pu clairement être mise en évidence.

Les mécanismes prédominants seraient essentiellement des mécanismes de surface, représentés par une complexation avec les espèces hydrolysées cationiques de l'aluminium aboutissant à des formes organo-aluminiques solubles ou insolubles et un échange de ligand avec les groupements hydroxyles à la surface des floes (adsorption spécifique).

CONCLUSION GENERALE

CONCLUSION GENERALE

L'objectif de cette étude a été d'apprécier sur l'élimination d'un composé organique aromatique simple : le catéchol, comprenant un noyau benzénique portant deux substituant hydroxy ortho l'un par rapport à l'autre au cours du processus de la coagulation-floculation par le sulfate d'aluminium.

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

La première partie du mémoire a donc comporté une synthèse bibliographique a présenté dans un premier temps des généralités sur la matière organique dans les milieux aquatiques notamment la matière organique dissoute, leurs sources et leurs compositions ainsi que les méthodes de leur élimination de l'eau. Dans un second temps, ce synthèse bibliographique a présenté des généralités sur le procédé de la coagulation floculation, ses schémas classiques ainsi que les divers mécanismes mis en jeu, ainsi que les principaux travaux qui se rapportent à l'élimination de la matière organique aromatiques par coagulation-floculation.

La seconde partie du mémoire a été consacrée à la présentation et à l'exploitation des résultats d'essais expérimentaux que nous avons réalisés dans le cadre de cette étude. Structurée en deux chapitres. Le premier chapitre a présenté une étude expérimentale a permis la description détaillée des réactifs utilisés ainsi que des protocoles expérimentaux suivis au cours des essais. Le deuxième chapitre a présenté les essais ont été réalisés sur des solutions synthétiques du catéchol dissous à différentes concentrations initiales dans l'eau distillée sans ajustement du pH. L'influence de la dose de coagulant et suivi les pH final des solutions coagulés a été étudié.

Les résultats et discussions apportés au cours de cette étape font ressortir les conclusions suivantes :

-
-
- ❖ Le pourcentage d'élimination de 1 mg/l du catéchol est appréciable et atteint une valeur de 86.67 % pour une dose de 5 mg/l de sulfate d'aluminium. Le pourcentage d'abattement de la concentration initiale des 2 mg/l est aussi important, le rendement maxima obtenu est de l'ordre de 56.25 % pour une dose de 30 mg/l de sulfate d'aluminium. Bien que les deux restes concentrations initiales 10 et 20 mg/l ne soient pas bien éliminés, le rendement maxima obtenu est de l'ordre de 8.33 % et 6.67% pour une dose de 50 mg/l et 120 mg/l de sulfate d'aluminium respectivement.
 - ❖ On peut distinguer deux catégories de comportements de concentration du catéchol. La première catégorie inclue les concentrations de 20 mg/l et 10 mg/l qui sont faiblement éliminés par coagulation-floculation. Les rendements maxima obtenus sont inférieures à 10 %. La deuxième catégorie se rapporte aux concentrations de 2 mg/l et 1 mg/l qui sont bien éliminés dans les conditions de nos essais. A l'optimum, Les rendements obtenus sont supérieures à 50 %.
 - ❖ La concentration initiale du catéchol et notamment le nombre et la position de fonctions hydroxyles pourraient conditionner l'efficacité du procédé de floculation de ce composé.
 - ❖ Quelle que soit la concentration testée, les faibles concentrations sont mieux éliminées que les fortes concentrations.
 - ❖ Pour le catéchol aucune stœchiométrie n'a pas pu être mise en évidence entre la concentration initiale de ce composé testé et la dose de coagulant. L'exploitation de nos résultats expérimentaux a indiqué que l'adsorption pourrait être adsorption spécifique. De plus ce dernier réagirait mieux avec les espèces hydrolysées solubles et insoluble de l'aluminium.
 - ❖ Ces résultats rejoignent ceux de travaux antérieurs qui signalent également que la plupart des composés aromatiques présentant deux ou trois fonctions hydroxyles en position ortho peuvent être éliminés tel que le catéchol.
 - ❖ Aux pH de nos essais, le mécanisme prédominant serait une réaction de ce composé à la surface des hydroxydes métalliques solides. Les espèces hydrolysées de l'aluminium peuvent en effet être constituées par des floes comportant un mélange de

Al(OH)_3 amorphe et des formes cationiques Al(OH)_2^+ et Al(OH)_2^+ . Ces mécanismes seraient essentiellement des mécanismes de surface, représentés par une complexation avec les espèces hydrolysées cationiques de l'aluminium aboutissant à des formes organo-aluminiques solubles ou insolubles et un échange de ligand avec les groupements hydroxyles à la surface des floes (adsorption spécifique).

- ❖ De plus, l'apparition d'une coloration du milieu dans le cas de nos essais sur le catéchol avant l'introduction de sulfate d'aluminium car ce composé sensible à l'oxygène de l'air et à l'humidité, et il s'oxyde rapidement lors d'une exposition à la 1,2-benzoquinone par un processus d'auto-oxydation, et peut être un complexe pourrait se former après l'introduction du sulfate d'aluminium.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

Achour S, Gambeya N. (2006), *Essais de floculation de substances humiques en milieu aqueux minéralisés*, *Arhus Journal*, 5, Juin, 171-178.

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 et Moussaoui, K. (1993) ; *Effet de la chloration sur quelques types d'eaux en Algérie*, *Tribune de l'Eau*, 564, 31-34.

Afoufou F. (2002), *Incidence de la peroxydation au chlore et au permanganate de potassium sur l'élimination des substances humiques par floculation*. Mémoire de Magister, E.N.S.H, Blida.

Aiken G.R. (1984), *Evaluation of ultra filtration for determining molecular weight of fulvic acid*. *Envier. Sci. Technol.*, 18, 978-981.

Alem S, (2015), *étude comparative entre coagulation-floculation et électrocoagulation-électro flottation*, mémoire de master, université de Bejaia, Algérie.

Alvarez-Puebla, R.A., Valenzuela-Calahorro, C., Garrido, J.J., (2006), *Theoretical study on fulvic acid structure, conformation and aggregation: A molecular modeling approach*. *Science of the Total Environnement*, 358(1-3), 243-254.

Alexandratos S. D. (2009), *Ion-exchange resins: a retrospective from industrial and engineering chemistry research*. *Industrial & Engineering Chemistry Research* 48, pp. 388–398, 2008.

Andreux, F. and C. Munier-Lamy (1994). "Génèse et propriétés des substances humiques." *Edologie VI*: 109-134.

Anjou, (2008), *Elimination de la matière organique dans les concentras membranaires-*, 69p.

Aude V.J, (2004), *Interaction de la matière organique avec les micropolluants anthropiques et devenir lors de la coagulation*, mémoire de doctorat, l'institut national polytechnique de lorraine, 04ivpl081n.

Argun M. E., Dursun S., Karatas M. and Gürü M, (2008) *Activation of pine cone using Fenton oxidation for Cd (II) and Pb (II) removal*. *Bioresource Technology* 99, pp. 8691–8698, 2008.

Références bibliographiques

B

Bachi et Abdelli, (2005), *L'influence des paramètres physiques et chimiques sur la coagulation-floculation et décantation*, mémoire pour l'obtention du diplôme DEUA en hydraulique département d'hydraulique, faculté des sciences de l'ingénieur, université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen, juillet 2005.

Bacha. N (2013), *Influence de paramètres réactionnels sur la stœchiométrie sulfate d'aluminium /substances aromatiques acides dans des eaux a minéralisation variable*. Mémoire de Magister, Université de Biskra, Algérie.

Bahareh E., Koupaei M. S. and Ghasemi S. Z., (2014) *Industrial waste water treatment by membrane systems*. *Indian Journal of Fundamental and Applied Life Sciences* 4, pp. 1168–1177, 2014.

Bernier A (2015), *Caractérisation de la matière organique dans les eaux naturelles et traitées par spectroscopie de fluorescence 3D-*. Mémoire de master. Université Laval-Canada- : Génie civil, 108p.

Bensadok. K, (2007); *Procédé de traitement d'émulsions huile/eau et eau/huile cas particulier de l'huile de coupe*. Thèse de Doctorat d'états. U.S.T.H.B, Alger

Boursail, (2011), *Etude expérimentale de la coagulation-floculation par la sulfate ferrique et le chlorure ferrique de la matière en suspension, mémoire d'ingénieur d'états en géologie, département des sciences de la terre et de l'univers. , faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen Juin 2011*

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 minérale- Les Techniques*, 10, 37-43.

Bruce R. M., Santodonato J. and Neal M. W. (1987), *Summary review of the health effects associated with phenol*. *Toxicology and Industrial Health* 3, pp. 535–568, 1987.

Brillas E., Sirés I. and Oturan M. A., (2009) *Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry*. *Chemical Reviews* 109, pp. 6570–6631, 2009.

Buffle, J., Wilkinson, K. J., Filletta, M., and Zang, J. (1998); *a generalized description of aquatic colloidal interactions: the three-colloidal component approach*. *Environmental Science & Technologie*, 32, 2887-2899.

C

Cavender F, O'Donohue J;(2014), *Phénol et phénoliques*. *Toxicologie de Patty*. 6e éd. (1999-2014). New York, NY: John Wiley & Sons.

Références bibliographiques

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.*

Cherif L, (2012), *L'influence de la coagulation-floculation et décantation sur le pré traitement des eaux saumâtres, Mémoire de master, Université de Tlemcen (Abou BekrBelkaid), Algérie.*

Cherif, (2012),[http://members .multimania.fr/valerian888/aqua0_1.htm](http://members.multimania.fr/valerian888/aqua0_1.htm); consulté le 19/03/2012

Croue, J. PH. (1987), *Contribution à l'étude de l'oxydation par le chlore et l'ozone d'acides fulviques naturels extraits d'eaux de surface, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers.France.*

Croue J.P., Violleau D., Bodaire C. & Legube B. (1999). *Removal of hydrophobic and hydrophilic constituents by anion exchange resin. Water Science and Technology, 40, 207214.*

Croue, J.P., Benedetti, M.F., Violleau, D., and Leenheer, J.A. (2003). *Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. Environmental Science & Technology*37, 328-336.

Cronan, C.S., and Aiken, G.R. (1985). *Chemistry and transport of soluble humic substances in forested watersheds of the Adirondack park, new-york. Geochimica et Cosmochimica Acta*49, 1697-1705.

D

Degrémont, (2005), *Mémento technique de l'eau, 10^{ème} édition, tome I. Ed. Lavoisier, Paris.*

Desjardins, (1997), *Le traitement des eaux, Edition de l'Ecole Polytechnique de Montréal, 317 pages, 1997.*

Dixon R. A. and Paiva N. L 1995), *Stress-induced phenylpropanoid metabolism. The Plant Cell*7, p. 1085, 1995.

Douglas. M. O et al (1995), *Natural organic matter characterization and treatability. Journal AWWA, 1, 46-63.*

Domany Z., Galambos I., Vatai G. & Molnar E. (2002). *Humic substances removal from drinking water by membrane filtration. Désaliénation, 145, 333-337.*

DORE M. (1989), *Chimie des oxydants- Traitement des eaux. Lavoisier, Paris.*

Djellouli R et Belarbi O, (2008), *Etude sur la coagulation-floculation et la décantation sur les eaux épurées de la STEP Ain Elhoutz : mémoire pour l'obtention de DEUA en traitement et épuration des eaux : Département d'hydraulique, Faculté des sciences de l'ingénieur, Université AbouBekrBelkaid, Tlemcen.*

Références bibliographiques

Dursma, E., and Dawson, R. (1981), *Evolution, composition, interactions and chemistry of organic matter in seawater*, *Marine organic chemistry*. Amsterdam - Oxford - New York: Elsevier Oceanography Series.

Duan J. et Gregory J. (2003), *Coagulation by hydrolysing metal salts*. *Advances in Colloide and Interface Science*, Elsevier, 100-102, 475-502.

E

Edeline F, (1993), *Traitement des eaux industrielles chargées en métaux lourds*, *tribune de l'eau* N° 565, 5^e édition CEDEDOC, Liège

Environnement Canada (2002), *Les eaux usées municipales, Sources et caractéristiques*.

Un aperçu. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures. 4p.

Ezziane, (2007), *traitement des eaux de rejets des l'unité CERAMIT (TENES) mémoire de magister, département de génie des procédés, faculté des sciences et sciences l'ingénieur, université Hassiba Ben Bouali, chlef* <http://www.ing-dz.com>

G

Guesbaya N. (1998), *Elimination des composés organiques par le procédé de coagulation floculation*. *Mémoire de Magister, Université de Biskra*.

H

Harter, R. D. & Naidu, R. (1995). *Role of Metal-Organic Complication in Metal Sorption by Soils*. *Advances in Agronomy*, 55, 219-263.

Hayase, K., and Tsubota, H. (1984). *Reversed-phase liquid-chromatography of molecular-weight fractionated sedimentary fulvic-acid*. *Journal of Chromatographie* 295, 530-532.

Hecini L. (2008), *Effet de la dureté des eaux sur la coagulation-floculation des composés organiques phénoliques*, *Mémoire de Magister, Université de Biskra, Algérie*.

Hecini. L, (2014), *Etude des interactions du sulfate d'aluminium avec des composés phénoliques et incidence de la dureté calcique et magnésienne des eaux*. *Courrier du savoir* n° 18, pp 83-88. Université de Biskra. Algérie.

Hecini L, (2016), *Incidence de la coagulation-floculation des eaux sur l'élimination de la matière organique aromatique en présence de sels calciques, sulfatés et phosphatés*, *Mémoire de Doctorat Université de Biskra, Algérie*.

Hecini L., Achour S. (2008), *Elimination des composés organiques phénoliques par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium*, *Larhyss Journal*, 07, 47-57. Biskra, Algérie.

Holt P.K., Barton G.W., Wark M. et Mitchell C.A. (2002). *A quantitative comparison between chemical dosing and electro coagulation*. *Colloids and Surfaces A*, 211, 233-248.

Références bibliographiques

Humbert H., Gallard H., Suty H. & Croue J.P. (2008). *Natural Organic Matter (NOM) and pesticides removal using a combination of ion exchange resin and powdered activated carbon (PAC).* *Water Research*, 42, 1635-1643.

Huang, J., Wang, X., Jin, Q., Liu, Y, et Wang, Y. (2007). "Removal of phenol from aqueous solution by adsorption onto OTMAC-modified attapulgite." *Journal of Environmental Management* 84(2): 229-236,

I

Ignat I., Volf I. and Popa V. I. A (2011), *critical review of methods for characterisation of poly- phenolic compounds in fruits and vegetables.* *Food Chemistry* 126, pp. 1821–1835, 2011.

Imai. A, Fkushima. T, Matushige. K and Hwan Kim. Y (2001), "Fractionation and characterization of dissolved organic matter in a shallow atrophic lake, its inflowing rivers, and other organic matter sources". *Water Research* 35 (17). 4019-4028.

J

Julien C, (2008),: *caractérisation moléculaire et dynamique de la matière organique de compost (déchets verts/biodechets) dans un sol* Thèse de Doctorat. Université de poitiers.

Jeckel M. (1986), *Interactions of humic acids and aluminum salts in flocculation process,* *Wat. Res.,* 20, 1535-1542.

K

Kaplan, D. I., Bertsh, P. M., and Ariano, D. C. (1997). *Mineralogical and physico-chemical differences between mobile and nonmobile colloidal phases in reconstructed pedons* *Soil Sci Soc Am J*, 61, 641-649.

Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J. H., Michalzik, B. & Matzner, E. (2000). *Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review.* *Soil Science*, 165, 277-304.

Khelili, (2016), *Effet des interactions chlore /coagulant aluminique sur la réactivité d'acides organiques aromatiques* Mémoire de Doctorat, Université de Biskra, Algérie.

Kettab A, 1992. *Traitement des eaux (les eaux potables) office des publications universitaires (OPU) .Alger.*

Kulkarni S. J. and Kaware D. J. P. (2013), *Review on research for removal of phenol from waste- water.* *International Journal of Scientific and Research Publications* 3, pp. 1–4, 2013.

Kretzschmar, R., Borkovec, M., Grolimund, D., and Elimelech, M. (1999). *Mobile subsurface colloids and their role in contaminant transport.* *Adv in Agronomy*, 66, 121-192.

Références bibliographiques

L

Lee H., S. M. Dellatore, W. M. Miller et P. B. (2007), Messer smith, Mussel-inspired surface chemistry for multifunctional coatings. *Science* 2007, 318 (5849), 426-430).

Lefebvre E. (1990), Coagulation des substances humiques aquatiques par le fer ferrique en milieu aqueux : Effet de la pré oxydation. Thèse Doctorat d'Université, Poitiers, France.

Legube B. (1983), Contribution à l'étude de l'ozonation de composés aromatiques en solution aqueuse, Thèse de Doctorat ES-Sciences physiques, Université de Poitiers, France.

Lefebvre E., Legube B. (1993), Coagulation-floculation par le chlorure ferrique de quelques acides et phénols en solution aqueuse, *Wat. Res.*, 27, 3, 433-447.

Lefebvre, E., Croue, J.P. (1995), Modification de la matière organique lors des traitements conventionnels de potabilisation, *Rev. Sci. Eau.*, 8, 463-479.

Leenheer, J.A. (1981). Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic-carbon from natural-waters and wastewaters. *Environmental Science & Technology* 15, 578-587.

Leenheer, J.A and. Croue, J.P., Benedetti, M.F., Violleau, D., (2003). Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River vidence for the presence of nitrogenous binding site. *Environnemental Science & Technology* 37, 328-336.

Lemarchand D. (1981), Contribution à l'étude des possibilités de rétention de matières organiques dans l'eau potable sur charbon actif. Thèse de Docteur-Ingénieur, ENSCR, Rennes. France.

Le Cloirec P. (1985), Etude des interactions soluté-charbon actif. Modélisation de réacteurs biotiques et abiotiques, Thèse de Doctorat en sciences physiques, Rennes. France.

M

McKnight, D., Thurman, E.M., Wershaw, R.L., and Hemond, H. (1985), biogeochemistry of aquatic humic substances in thoreau bog, Concord, Massachusetts. *Ecology* 66, 1339-1352.

Malcolm, R.L. (1989), the uniqueness of humic substances in each of soil, stream and marine environments. *Analytica Chimica Acta*, ACA 13189, 1-12.

Maccarthy, P., and Malcolm, R.L. (1989). The nature of commercial humic acids. *Aces Symposium Series* 219, 55-63.

Mahugo-Santana et al, Mahugo-Santana C., Sosa-Ferrera Z., Torres-Padre M. E. and Santana-Rodriguez J. J (2010), Analytical methodologies for the determination of nitroimidazole residues in biological and environmental liquid samples: a review. *Analytica Chimica Acta* 665, pp. 113–122, 2010.

Références bibliographiques

Mostafa K.M.G., Takahito Y., Konohira E. & Tanoue E. (2007). Dynamics and Characteristics of fluorescent dissolved organic matter in the groundwater, river and lake water. *Water Air Soli Pollution*, 184, 157-176.

Mazet M., Wais Mossa, M.T. (1991), Influence des sels minéraux sur l'adsorption des acides humiques sur floccs d'hydroxydes de fer préformés, *Envir. Techno*, 12, 725-730.

O

OMS (2006), Les lignes directrices de l'OMS en ce qui concerne la qualité de l'eau potable, mises à jour en 2006. *Lenntech*.

P

Piccolo, A., and Stevenson, F.J. (1982). Infrared-spectra of cu^{2+} , pb^{2+} , and ca^{2+} complexes of soil humic substances. *Geoderma* 27, 195-208.

R

Rahni M. (1994), Coagulation-floculation de quelques composés organiques par le fer ferreux en milieu aqueux : Etude de mécanismes et comparaison avec l'adsorption, Thèse de Doctorat, Université de Poitiers, France

Ramade. F (2000) ; Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants : de l'environnement à l'homme ISBN 2-84074-165-2, Edi science international, Paris.

Raymond Desjardins, Le traitement des eaux, Edition de l'Ecole Polytechnique de Montréal, 317 pages, 1997.

Rakotonaviro, E., Tondre, C., Bottero, J.Y, Mallevialle, J. (1989) ; Complexation de l'aluminium(III) polymérisé et hydrolysé par les ions salicylates, *Wat. Res.*, 23, 9,1137-1145.

Rezeg A. (2004), Elimination d'acides organiques hydroxylés et carboxyles par coagulation-floculation au sulfate d'aluminium. Mémoire de Magister en sciences hydrauliques. Université de Biskra.

Rezeg A., Achour S. (2005), Incidence de la minéralisation des eaux dans l'élimination d'acides organiques aromatiques par coagulation-floculation, *Proceeding du deuxième congrès sur les ressources en eau dans le bassin méditerranéen, Watmed 2, Marrakech, le14-17 Novembre.*

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 science en hydraulique, Université de Biskra, Algérie.

Roger. G, (2010) ; Structure et dynamique de substances humiques et poly électrolytes modèles en solution. Thèse de Doctorat. Université Pierre et Marie Curie.

Références bibliographiques

Robert J. Ouellette, J. David Rawn, Chapitre in Book; Chapitre 12, *Pyrolysis of Carboxylique Acides*, 2nd edition, 2019)

S

Schulten, H. R., Leinweber, P. (2000), *new insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. Biology and Fertility of Soils*, 30, pp. 399-422.

Semmens, M.J., Ayers, K. (1985), *Removal by coagulation of trace organics from Mississippi River*, *Water, Journal AWWA*, 77, 5, 79-84

Souiki et Seghioeur, (2006), *contribution à l'étude de la vulnérabilité à la pollution des eaux souterraines dans le grand Tlemcen (Tlemcen –Mansoura –Chetouane)*, mémoire pour l'obtention du diplôme DEUA en hydraulique ,département d'hydraulique , faculté des sciences de l'ingénieur , université Abou Bekr Belkaid , Tlemcen.

Sein, L.T., Varnum, J.M., Jansen, S.A. (1999), *Conformational Modeling of a New Building Block of Humic Acid: Approaches to the Lowest Energy Conformer. Environ. Sci. Technol.*, 33(4), 546-552. Sikora et Mc Bride, 1989

Stevenson F.J. (1982). *Extraction, fraction and general chemical composition of soil organic matter. In Stevenson FJ, editor. Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions. John Wiley and Sons, New York. 443p.*

Stumm W., Lee G.F. (1960), *the chemistry of aqueous iron*, *Schweiz. Z. Hydrol.*, 22, 295319.

Suresh.S, Srivastava. V.C and Mishra. I.M (2012): *Adsorption of catechol, resorcinol, hydroquinone, and their derivatives: a review. International Journal of Energy and Environmental Engineering. Springer 3:32. 19 p.*

T

Thebault P. (1978), *Elimination des matières organiques et des micropolluants contenus dans les eaux de surface: Rôle et efficacité des coagulants*, Thèse de docteur–ingénieur. I.N.P.L., Nancy, France.

Thurman, E.M., (1985), *Developments in biochemistry: Organic Geochemistry of natural waters. Nijhoff M. and Junk W. Publishers, DORDRECHT.*

V

Veyssy E. (1998), *Transferts de matières organiques des bassins versants aux estuaires de la Gironde et de l'Adour (sud-ouest de la France)*. Thèse Univ. Bordeaux I 262 p.

Vigouret J. (1985), *Le potentiel Zéta et son application dans le traitement de l'eau potable*, *T.S.M*, 3, 91-95.

Références bibliographiques

W

Wang G.S., Kang S.F., Yang H.J., Pai S.Y., Chen H.W. (2002). *Removal of dissolved natural organic matter from source water with alum coagulation. Environmental Technology, 23, 1415-1423.*

Wallace J (1996). "Phenol" In: *Kirk-Othmer encyclopedia of chemical technology. 4th Ed.:* John Wiley and Sons, New York, pp. 592–602, 1996.

William W. Anku, Messai A. Mamo and Penny P. Govender,(2017). *Phenolic Compounds in Water: Sources, Reactivity, Toxicity and Treatment Methods* <http://dx.doi.org/10.5772/66927>.