

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



École Nationale Polytechnique d'Alger
Département du Génie de l'Environnement

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

Présenté par :

Mademoiselle MEDDAHI Nadia

POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR D'ETAT EN
GENIE DE L'ENVIRONNEMENT

THÈME

Amélioration de la qualité des eaux du barrage de
TAKSEBT

Soutenu le : 03/07/2011 devant le jury suivant :

Président : M. H. GRIB
Promoteurs : M. M. DROUCHE
M. H. LOUNICI
Examinatrice: Mme. O.KITOUS

Maître de conférences A à l'ENP
Maître de conférences A à l'ENP
Professeur à l'UMMTO
Maître-assistante A à l'ENP

PROMOTION 2010/2011

Remerciements

Ce travail a été réalisé au Laboratoire de Biotechnologies Environnementales et Génie des procédés de l'Ecole Nationale Polytechnique (BIOGEP/ENP), sous la Direction Scientifique de Monsieur LOUNICI Hakim, Professeur à l'Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou et Directeur du Laboratoire BIOGEP/ENP, et Monsieur DROUCHE Madani, Maître de Conférences à l'Ecole Nationale Polytechnique. Qu'ils trouvent ici l'expression de ma très sincère reconnaissance pour leurs précieuses directives, leur très grande disponibilité, leurs fructueux conseils, leur suivi constant et leurs qualités humaines.

Que Monsieur GRIB Hocine, Maître de conférences à l'Ecole Nationale Polytechnique, trouve ici le témoignage de ma sincère gratitude pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant la présidence du Jury.

J'adresse mes chaleureux remerciements à Madame KITOUS Ouiza, Maître assistante à l'Ecole Nationale Polytechnique, qui a bien voulu juger mon travail et m'honorer de sa participation dans le Jury.

Je remercie d'une façon très particulière ma famille et surtout mon frère et ma sœur pour leurs encouragements soutenus et leur soutien moral.

Je tiens également à adresser mes vifs remerciements à tous ceux qui ont participé de près ou de loin à l'élaboration de ce travail.

Je ne saurais terminer sans remercier tous mes amis pour la bonne ambiance qu'ils ont su créer et les idées fructueuses que nous avons échangées.

Dédicaces

En toute humilité et avec une tendresse toute particulière, je dédie ce travail à la mémoire de mes deux anges gardiens, puissent-ils être fiers...

Sommaire

<i>Remerciements</i>	<i>i</i>
<i>Dédicaces</i>	<i>ii</i>
<i>Sommaire</i>	<i>iii</i>
<i>Liste des tableaux</i>	<i>v</i>
<i>Liste des Figures</i>	<i>v</i>
<i>Liste des Annexes</i>	<i>vi</i>
Introduction Générale	1
CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE	3
I.1. Introduction	3
I.2. Classification des eaux naturelles	4
I.2.1. Eaux souterraines	4
I.2.2. Eaux de surface	4
I.2.3. Eaux des mers et océans	5
I.3. Procédés de traitement des eaux de consommation	5
I.3.1. Prétraitement	6
I.3.2. Pré-oxydation	6
I.3.3. Clarification	7
I.3.4. Oxydation-Désinfection	9
I.3.5. Affinage	9
I.4. Conclusion.....	10
CHAPITRE II : LA COAGULATION FLOCCULATION	11
II.1. Introduction	11
II.2. Caractéristiques des particules à enlever.....	11
II.2.1. Stabilité des particules	14
II.2.2. Potentiel Zêta	15
II.3. COAGULATION-FLOCCULATION	15
II.3.1. Coagulation	16
II.3.2. Mécanismes de la coagulation	16
II.3.3. Flocculation	18
II.4. Coagulants utilisés.....	19
II.4.1. Coagulants chimiques	19
II.4.2. Bio-coagulants	22
II.4.3. Extrait de jus de cactus	23
II.5. Conclusion.....	23
CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES	25
III.1. Introduction	25

III.2. Matériel	25
III.2.1. Appareils	25
III.2.2. Réactifs utilisés	26
III.3. Préparation de la suspension turbide à base de Bentonite.....	26
III.4. Tests de coagulation-floculation (Jar Test)	27
III.5. Mesure de la turbidité.....	28
III.6. Le barrage de Taksebt	29
III.6.1. Essais sur l'eau de barrage	30
III.6.2. Titre alcalimétrique complet	30
III.6.3. Titre hydrotimétrique	31
III.6.4. Dénombrement microbiologique.....	32
III.7. Conclusion.....	33
CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSION	34
IV.1. Introduction	34
IV.2. Essais sur Jar Test avec l'eau de robinet	34
IV.2.1. Influences de la dose du coagulant et de la vitesse	34
IV.3. Essais sur Jar Test avec l'eau de barrage	39
IV.3.1. Turbidité résiduelle pour différents coagulants.....	40
IV.3.2. Influence du pH.....	41
IV.3.3. Essai final	42
IV.3.4. Interprétations.....	43
Conclusion Générale.....	44
<i>Bibliographie</i>	46
<i>ANNEXES</i>	48

Liste des tableaux

<i>Tableau II- 1 : Temps de décantation des particules en fonction de leur dimension</i>	13
<i>Tableau II- 2 : Caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents</i>	20
<i>Tableau II- 3: Comparaison de l'efficacité d'une solution de sulfate d'aluminium avec une solution aqueuse à base de Moringa Oleifera</i>	22
<i>Tableau IV- 1: Résultats de l'essai final du traitement de l'eau de barrage</i>	43

Liste des Figures

<i>Figure I-1 : Chaîne de traitement des eaux de surface</i>	6
<i>Figure II-1 : Double couche d'une particule colloïdale</i>	14
<i>Figure II-2 : Stabilité d'une suspension</i>	15
<i>Figure II-3 : Coagulation-Floculation</i>	16
<i>Figure II-4: Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation</i>	18
<i>Figure II-5: Adsorption et pontage à l'aide de polymères</i>	18
<i>Figure III-1 : Jar Test</i>	27
<i>Figure III-2 : Apparition des floes</i>	28
<i>Figure IV-1 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 40rpm</i>	35
<i>Figure IV-2 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 40rpm</i>	35
<i>Figure IV-3 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de cactus à vitesse 40rpm</i>	36
<i>Figure IV-4 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm</i>	37
<i>Figure IV-5 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 30rpm</i>	37
<i>Figure IV-6 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de cactus à vitesse 30rpm</i>	38
<i>Figure IV-7 : Comparaison de l'efficacité des trois coagulants en fonction du volume rajouté à vitesse 30rpm</i>	39

<i>Figure IV-8 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction de la dose de coagulant chimique.....</i>	<i>40</i>
<i>Figure IV-9 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction de la dose de bio-coagulant..</i>	<i>41</i>
<i>Figure IV-10 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction du pH.....</i>	<i>42</i>

Liste des Annexes

<i>Annexe 1 : Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 40rpm.....</i>	<i>48</i>
<i>Annexe 2 : Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 40rpm.....</i>	<i>48</i>
<i>Annexe 3 : Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de Cactus à vitesse 40rpm.....</i>	<i>49</i>
<i>Annexe 4: Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm.....</i>	<i>49</i>
<i>Annexe 5: Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 30rpm.....</i>	<i>50</i>
<i>Annexe 6: Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de Cactus à vitesse 30rpm.....</i>	<i>50</i>
<i>Annexe 7: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm.....</i>	<i>51</i>
<i>Annexe 8: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction de la dose de coagulant chimique à vitesse 30rpm.....</i>	<i>51</i>
<i>Annexe 9: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction du pH</i>	<i>51</i>

Introduction Générale

L'environnement est le véritable défi du 21^{ème} siècle dans un contexte de qualité totale et de développement durable. Ce défi implique non seulement l'étude et la mise au point de procédés d'assainissement, mais également, la prévention de la pollution de l'environnement. L'élimination du potentiel de perturbation environnementale dans une perspective de développement durable, et la dépollution des eaux sont des objectifs importants des pays industrialisés ainsi que des pays en voie de développement. Pour y parvenir, des technologies de traitement doivent être utilisées, permettant de respecter les normes de qualité fixées par la réglementation.

Le traitement de l'eau potable implique plusieurs processus unitaires selon la qualité de la source d'eau et l'accessibilité. Le coût nécessaire pour avoir le niveau désiré de traitement dépend, entre autres, du coût et de la disponibilité des produits utilisés.

L'utilisation de la technique de coagulation-floculation pour traiter les eaux de surface n'a cessé d'être appliquée dans plusieurs pays, les coagulants les plus utilisés sont des sels métalliques. Malgré leur efficacité, ces produits chimiques génèrent des sous-produits pouvant être nocifs et associés aux problèmes de santé humaine et d'environnement. Il a été constaté que la sur-utilisation des sulfates d'aluminium engendre une augmentation de la concentration d'aluminium dans l'eau traitée dévaluant ainsi le processus de traitement. En outre, une overdose d'aluminium peut causer la maladie d'Alzheimer [1].

Afin de réduire l'effet nocif accompagnant l'utilisation d'aluminium, plusieurs polyélectrolytes synthétiques, avec ou sans aluminium, sont appliqués dans la coagulation, et devenus, par la suite, très utilisés. Ils produisent des boues de meilleures caractéristiques et de faible volume, facilitant ainsi la filtration. Cependant, leurs effets à long terme sur la santé humaine ne sont pas bien connus. Les matières

naturelles, si elles sont localement disponibles, peuvent minimiser ou éviter d'éventuelles menaces et réduire considérablement le coût de traitement.

Notre étude présente une investigation sur l'application de l'extrait de cactus pour la coagulation-floculation. Des essais sont effectués au laboratoire, en utilisant des suspensions aqueuses de bentonite comme modèle d'eau turbide avant d'être appliqués à l'eau du barrage de Taksebt. La performance de la coagulation-floculation est évaluée par la mesure de la turbidité résiduelle du surnageant de la solution aqueuses et ce pour différents temps de décantation en faisant varier la vitesse d'agitation, la dose de coagulant et le pH. Dans les mêmes conditions, la performance de la coagulation-floculation par addition du cactus est comparée à celle utilisant des coagulants chimiques.

Ce mémoire est composé de quatre chapitres distincts. Dans le premier chapitre, nous présentons des généralités sur les eaux de surface. Une chaîne habituelle de traitement d'eau potable y est également présentée.

Les différentes théories sur le traitement des eaux par la technique classique de coagulation-floculation sont résumées dans le second chapitre. Nous exposons également les caractéristiques des différents coagulants chimiques et bio-coagulants.

Le troisième chapitre est consacré aux techniques expérimentales adoptées et aux matériels utilisés dans le processus de coagulation-floculation des eaux turbides.

Les résultats expérimentaux ainsi que les interprétations et discussion sont exposés dans le dernier chapitre.

Nous terminons notre mémoire, par une conclusion générale représentant une synthèse globale de notre travail.

CHAPITRE I : GENERALITES SUR LES EAUX DE SURFACE

I.1. Introduction

L'eau est une des ressources les plus importantes de la planète. Cependant, l'alimentation en eau peut être limitée en qualité et/ou en quantité. L'importance de la limitation, du point de vue qualitatif, est illustrée par le fait que 97 % de l'eau de la planète est contenue dans les océans et a une teneur en sels d'approximativement 35 000 mg/l [2]. Ceci limite énormément l'utilisation de cette immense quantité d'eau comme source d'eau potable.

Le volume approximatif de l'eau de la Terre (toutes les réserves d'eau du monde) est de 1 360 000 000 km³. Dans ce volume : 1 320 000 000 km³ (97,2 %) se trouvent dans les océans, 25 000 000 km³ (1,8 %) se trouvent dans les glaciers et les calottes glaciaires, 13 000 000 km³ (0,9 %) sont des eaux souterraines, 250 000 km³ (0,02 %) sous forme d'eau douce dans les lacs, les mers intérieures et les fleuves, 13 000 km³ (0,001 %) sous forme de vapeur d'eau atmosphérique à un moment donné. De plus, environ la moitié de l'eau souterraine est localisée à des profondeurs plus grandes que 800 m [3]. Moins de 1% de l'eau de la planète est donc disponible pour la consommation domestique, et plus de 95 % de cette eau se trouve sous terre, dans les nappes phréatiques [4].

Il existe quand même $13,25 \times 10^8$ m³ d'eau douce dans des rivières, lacs et nappes phréatiques peu profondes. Ces eaux sont très importantes pour les besoins de plus de 7 milliards d'habitants de la planète [3]. N'étant pas trop polluées, ces eaux peuvent être traitées par des moyens conventionnels pour produire de l'eau potable.

I.2. Classification des eaux naturelles

La classification des eaux naturelles diffère d'une référence à une autre. Dans cette section, nous les classifions suivant l'origine.

I.2.1. Eaux souterraines

Du point de vue hydrogéologique les couches aquifères se divisent en :

- *Nappes phréatiques* ou *alluviales* : Peu profondes et alimentées directement par les précipitations pluvieuses ou les écoulements d'eau en dessus.
- *Nappes captives* : Plus profondes que les premières et séparées de la surface par une couche imperméable. L'alimentation de ces nappes est assurée par l'infiltration sur leurs bordures [5].

La nature du terrain sous lequel se trouvent ces eaux est déterminante de leur composition chimique. Ces eaux répondent en général aux normes de potabilité car elles sont moins sensibles aux pollutions accidentelles. Toutefois elles perdent totalement leur pureté originale dans le cas de contamination par des polluants.

Une eau souterraine présente des propriétés thérapeutiques lorsqu'elle contient une concentration en certains minéraux dépassant les normes de potabilité. Cette eau est dite « eau minérale » et est distribuée en bouteilles avec parfois un traitement bien défini [5].

I.2.2. Eaux de surface

Les eaux de surface constituent une source importante d'approvisionnement en eau potable. Elle représentent l'eau qui coule ou qui stagne à la surface du sol : les masses d'eaux naturelles comme les fleuves, les rivières, les ruisseaux, les lacs, etc., et les masses d'eau artificielles comme les canaux d'irrigation, industriels et de navigation, les réseaux de drainage et les réservoirs artificiels tels que les barrages.

La composition chimique des eaux de surface dépend de la nature des terrains qu'elles traversent durant leur parcours dans l'ensemble des bassins versants. Ces eaux rarement potables, sont le siège du développement d'une vie microbienne à cause des déchets qui y sont rejetés et de l'importante surface de contact avec le milieu extérieur.

1.2.3. Eaux des mers et océans

Les mers et les océans constituent des énormes réservoirs d'eau. Elles représentent près de 97.4% du volume d'eau existant actuellement sur notre planète, le reste est la part des eaux continentales (eaux souterraines et superficielles). Les eaux de mers sont caractérisées par une grande salinité, ce qui rend leur utilisation difficile, notamment à cause du coût de traitement très élevé [5].

1.3. Procédés de traitement des eaux de consommation

Les eaux brutes destinées à la consommation humaine sont prélevées dans un cours d'eau ou une nappe souterraine. Elles sont ensuite acheminées vers une usine de production d'eau potable où elles subissent divers traitements physiques, chimiques et biologiques. Rendues potables, elles sont distribuées aux consommateurs. Après usage, elles sont recueillies pour être conduites vers les usines de dépollution des eaux usées, avant d'être enfin rendues à la nature.

Le traitement d'une eau brute dépend de sa qualité, laquelle est fonction de son origine et peut varier dans le temps. L'eau à traiter doit donc être en permanence analysée car il est primordial d'ajuster le traitement d'une eau à sa composition et, si nécessaire, de le moduler dans le temps en fonction de la variation observée de ses divers composants. Il peut arriver cependant qu'une pollution subite ou trop importante oblige l'usine à s'arrêter momentanément [5].

La transformation d'une eau de surface en une eau potable nécessite de faire appel à un ensemble de procédés de traitement extrêmement divers. Nous présentons ci-dessous la filière la plus complète et la plus courante du traitement des eaux de

surface. On peut admettre que la chaîne habituelle complète comporte 5 grandes étapes (Figure I-1).

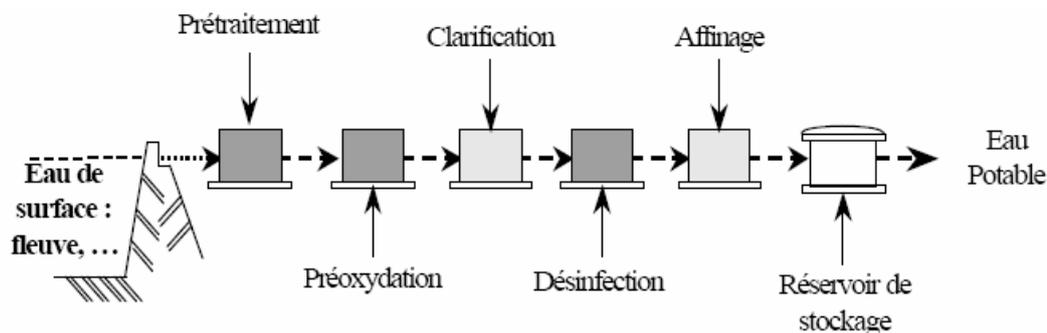


Figure I-1 : Chaîne de traitement des eaux de surface [2]

I.3.1. Prétraitement

Les prétraitements des eaux de surface consistent à éliminer une grande quantité d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne pour les traitements ultérieurs [2]. Pour une eau potable, le dégrillage et le tamisage sont les deux principaux prétraitements.

Le dégrillage, premier poste de traitement, permet de protéger les ouvrages aval de l'arrivée de gros objets (morceaux de bois, ...) susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de traitement.

Le tamisage, quant à lui, permet d'éliminer des objets plus fins que ceux éliminés par le dégrillage. Il s'agit de feuilles ou de morceaux de plastique, par exemple.

I.3.2. Pré-oxydation

A l'issue du prétraitement, on a une eau relativement propre mais qui contient encore des particules colloïdales en suspension qui s'oxydent spontanément en

présence d'air. Celles-ci peuvent être détruites par une pré-oxydation. Cette dernière peut être faite en ajoutant du chlore (pré-chloration), du dioxyde de chlore ou de l'ozone (pré-ozonation) [2].

Le chlore est le réactif le plus économique. Cependant, il forme avec certains micropolluants des composés organochlorés (type chloroforme) ou des composés complexes avec les phénols (type chlorophénol), dont le goût et l'odeur sont désagréables.

On préfère utiliser le dioxyde de chlore qui est un pré-oxydant plus puissant que le chlore. Il représente une alternative intéressante à l'utilisation du chlore lorsque celui-ci entraîne des problèmes de qualité d'eau. Cependant, l'utilisation du dioxyde de chlore présente des inconvénients comme sa décomposition à la lumière, ce qui entraîne une augmentation du taux de traitement à appliquer en période d'ensoleillement [2].

L'ozone est un pré-oxydant ayant l'avantage de détruire les matières organiques en cassant les chaînes moléculaires existantes. C'est un virulicide très intéressant, utilisé généralement en désinfection finale. Un autre avantage est la diminution du taux de traitement (taux de coagulant) dans le procédé de clarification. 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.

I.3.3. Clarification

La clarification est l'ensemble des opérations permettant d'éliminer les matières en suspension (MES) et colloïdales d'une eau brute. La clarification comprend la coagulation-floculation, la décantation-flottation et la filtration [5].

I.3.3.1. Coagulation-Floculation

La coagulation-floculation est la plus importante étape dans le traitement des eaux de surface. Ce procédé a une grande influence sur les opérations de décantation

et de filtration ultérieures. Le contrôle de ce procédé est donc essentiel pour la maîtrise de la qualité de l'eau traitée en sortie (diminution de la turbidité), le contrôle du coagulant résiduel en sortie (réglementation de plus en plus stricte de la présence de coagulant résiduel dans l'eau traitée) ainsi que pour la diminution des contraintes et des coûts de fonctionnement (coûts des réactifs et des interventions humaines) [5].

1.3.3.2. Décantation-flottation

Ces procédés sont des méthodes de séparation des matières en suspension et des colloïdes rassemblés en floccs, après l'étape de coagulation-floculation. Si la densité de ces floccs est supérieure à celle de l'eau, il y a décantation ; ces floccs sont soumis à la force de pesanteur. Dans le cas contraire, le procédé de flottation doit être appliqué. Il s'agit d'un procédé de séparation liquide-solide basé sur la formation d'un ensemble appelé attelage, formé de particules plus légères que l'eau ; des bulles d'air et des réactifs, ... [5].

L'efficacité de la flottation et de la décantation peut être évaluée par le pourcentage de boues retenues, la quantité de matières organiques éliminées, et par la mesure de la turbidité.

1.3.3.3. Filtration

La filtration est un procédé destiné à clarifier un liquide qui contient des MES en le faisant passer à travers un milieu poreux constitué d'un matériau granulaire. Elle permet une élimination correcte des bactéries, de la couleur et de la turbidité. En effet, il subsiste de très petites particules présentes à l'origine dans l'eau brute ou issues de la floculation qui sont éliminées par cette opération.

La rétention de ces particules se déroule à la surface des grains grâce à des forces physiques. La plus ou moins grande facilité de fixation dépend étroitement des conditions d'exploitation du filtre et du type de matériau utilisé. L'espace intergranulaire définit la capacité de rétention du filtre. Au fur et à mesure du passage de

l'eau, cet espace se réduit, le filtre se colmate. Les pertes de charge augmentent fortement. Il faut alors déclencher le rétro-lavage [5].

I.3.4. Oxydation-Désinfection

La désinfection est l'étape ultime du traitement de l'eau de consommation avant distribution. Elle permet d'éliminer tous les micro-organismes pathogènes présents dans l'eau [5]. Son principe est de mettre en contact un désinfectant à une certaine concentration pendant un certain temps avec une eau supposée contaminée. Cette définition fait apparaître trois notions importantes : les désinfectants, le temps de contact et la concentration résiduelle en désinfectant.

Une bonne désinfection via les réactifs oxydants demande la combinaison d'une concentration (C) avec un temps de contact (t) ; c'est le facteur C.t (mg.min/L). Cette valeur varie avec les microorganismes concernés, le type de désinfectant et la température.

Les quatre principaux désinfectants utilisés en production d'eau potable sont : le chlore, le dioxyde de chlore, l'ozone et/ou le rayonnement UV.

I.3.5. Affinage

L'affinage a pour objectif d'aboutir à l'équilibre calco-carbonique de l'eau. Il y a typiquement deux problèmes distincts : corriger une eau agressive (très chargée en CO₂ dissous), et corriger une eau incrustante (charge en calcium Ca²⁺ et en ions bicarbonates HCO³⁻).

La correction d'une eau agressive peut s'effectuer de plusieurs façons. On peut éliminer le CO₂ soit par aération. De ce fait, le pH augmente et se rapproche du pH d'équilibre. Soit par ajout d'une base à l'eau ce qui permet d'augmenter le pH jusqu'à atteindre le pH d'équilibre.

La correction d'une eau incrustante peut se faire soit par traitement direct qui correspond à un ajout d'acide, soit en réduisant le potentiel d'entartrage par décarbonatation [5].

I.4. Conclusion

Si tous ces procédés permettent bel et bien d'améliorer significativement la qualité des eaux brutes, l'usage de réactifs chimiques ne va pas sans poser certaines difficultés. C'est le cas par exemple de l'usage du chlore comme désinfectant. En effet, en réagissant avec certaines molécules organiques, le chlore peut voir sa concentration dans l'eau diminuer rapidement sur le réseau de distribution, ce qui peut favoriser le développement de micro-organismes. Par ailleurs, ces réactions conduisent à la formation de produits dont certains sont suspectés de toxicité pour l'homme. Les atouts du chlore demeurent néanmoins réels, puisqu'il constitue toujours la meilleure garantie de préservation de la qualité microbiologique de l'eau durant son transport, de l'usine de traitement jusqu'aux habitations. L'idéal serait bien sûr de pouvoir traiter l'eau sans avoir recours à des réactifs chimiques.

CHAPITRE II : LA COAGULATION FLOCCULATION

II.1. Introduction

La turbidité est principalement causée par des particules très petites, dites « particules colloïdales », pouvant rester en suspension dans l'eau durant de très longues périodes. Par ailleurs, du fait de leur grande stabilité, ces particules n'ont pas tendance à s'accrocher les unes aux autres. Pour éliminer ces particules, on a recours aux procédés de coagulation et de flocculation.

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. En pratique, ce procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de coagulants. La flocculation a pour but de favoriser, sous agitation lente, le contact entre les particules déstabilisées. Celles-ci s'agglutinent pour former un floc qu'on pourra facilement éliminer par décantation et/ou filtration.

II.2. Caractéristiques des particules à enlever

Les eaux naturelles, en particulier les eaux de surface, contiennent des impuretés qui affectent leur apparence et peuvent avoir des effets néfastes pour le consommateur. Ces impuretés peuvent être classées en impuretés dissoutes (sels minéraux dissous, molécules organiques ...), colloïdes ou solides en suspension.

Les matières en suspension (MES) sont d'origine minérale ou organique, et possèdent un diamètre supérieur à 1 μm . Leur temps de décantation d'un mètre varie de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours, selon leur diamètre et leur densité. Les matières colloïdales sont des MES de même origine mais de diamètre compris entre 1 nm et 1 μm . Leur vitesse de décantation est faible. Les matières dissoutes, quant à elles, sont généralement

des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètre, elles sont éliminées par d'autres méthodes [6] [7].

Cette classification résulte de la taille des particules. A cette notion de dimension, s'ajoutent deux autres encore plus importantes, qui sont celle du rapport surface/volume des particules colloïdales qui leur confère des propriétés d'adsorption très prononcées, et celle de leur charge électrique de surface. Cette charge peut provenir de la dissociation de groupes ionisables appartenant au colloïde lui-même, de l'adsorption d'ions contenus dans la solution, ou d'une substitution isomorphique (remplacement dans un réseau macromoléculaire d'un atome par un autre atome de valence différente) ; c'est le cas général des argiles. Ce phénomène explique en partie l'existence de particules électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion intercolloïdales.

L'existence des systèmes colloïdaux dépend de l'interaction entre deux particules. Elle met en jeu deux forces contraires :

- Une force de répulsion qui tend à écarter les particules les unes des autres. Cette force dépend de la charge des particules qui sont de même signe.
- une force d'attraction (de type Van der Waals) qui tend à rassembler les particules pour atteindre l'énergie potentielle minimale. Cette force est fonction de la distance entre particules.

L'élimination des MES et des matières colloïdales, dans des délais raisonnables, est faisable à l'aide d'une coagulation-flocculation. On a recours à de tels procédés, car les particules retrouvées dans l'eau sont très stables, et donc peu aptes à une décantation naturelle.

Le temps de décantation de différentes particules en fonction de leur dimension est résumé dans le tableau II-1 [8]

Tableau II- 1 : Temps de décantation des particules en fonction de leur dimension

Type	Diamètre des particules (micromètre)	Temps de décantation
Gravier	10 000	1 seconde
Sables grossiers	1 000	10 secondes
Sables fins	100	2 minutes
Argile	10	2 heures
Bactéries	1	8 jours
Colloïdes	0,1 à 0,001	2 à 200 ans

On observe qu'à densité égale, les particules plus petites ont une durée de chute plus longue. Cela conduit à l'impossibilité pratique d'utiliser la décantation seule pour éliminer le maximum de particules. Cette remarque est surtout valable pour les colloïdes. La chute d'une particule dans l'eau est régie par la loi de Stokes [8] :

$$v = \frac{g}{18\eta} (\rho_s - \rho_l) d^2$$

v : vitesse de décantation de la particule ;

g : accélération de la pesanteur ;

η : viscosité dynamique ;

ρ_s : masse volumique de la particule ;

ρ_l : masse volumique du liquide ;

d : diamètre de la particule.

Il apparaît clairement que plus le diamètre et la masse volumique de la particule sont grands, plus la vitesse de chute est importante, d'où l'intérêt d'augmenter la taille et/ou la masse volumique des particules pour faire diminuer le temps de décantation.

II.2.1. Stabilité des particules

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former des agrégats plus gros et donc plus faciles à éliminer. Elles demeurent donc stables. Une particule typique est représentée sur la figure (II-1).

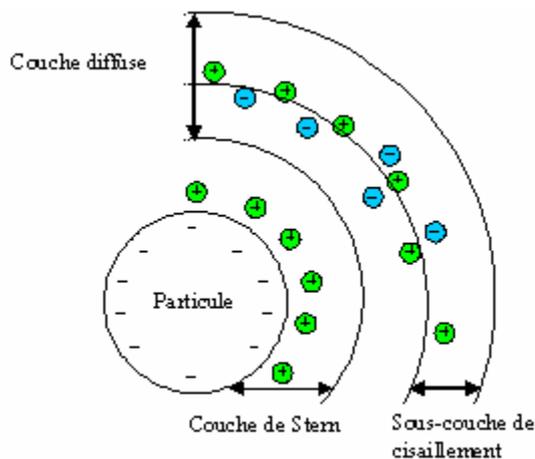


Figure II-1 : Double couche d'une particule colloïdale [9]

Les ions positifs présents dans l'eau neutralisent la charge à la surface de la particule, et forment, selon la théorie de Helmholtz, une « couche liée ». Cette dernière se déplace avec la particule. Cette couche attire à son tour des ions négatifs inégalement répartis et forme, selon la théorie de Gouy-Chapman, la « couche diffuse ». Cette dernière ne se déplace pas avec la particule, d'où l'inégalité dans la densité et la répartition des ions qui la composent. La figure (II-1) est, en fait, un rassemblement des deux théories, communément appelée théorie de la « double couche ».

Lorsque deux particules sont sur le point d'entrer en contact, elles sont essentiellement soumises à deux forces : la force d'attraction de Van der Waals, et celle de répulsion électrostatique. Le potentiel de répulsion est défini par E_R , et le potentiel d'attraction est défini par E_A . La résultante E des deux potentiels traduit l'interaction énergétique nette entre les deux particules [9] telle que décrite dans la figure (II-2)

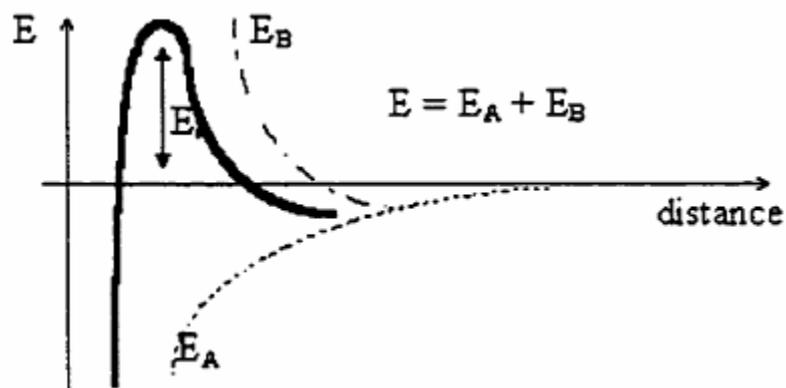


Figure II-2 : Stabilité d'une suspension [9]

Si le potentiel de répulsion est plus élevé que le potentiel d'attraction, la particule est dite électro-statiquement stabilisée, et doit subir un traitement pour être déstabilisée. La déstabilisation dans ce cas, se ferait en diminuant les forces de répulsion électrostatiques.

II.2.2. Potentiel Zêta

Le potentiel électrostatique diminue à mesure où l'on s'éloigne de la particule. Le potentiel Zêta se situe à la limite extérieure de la couche liée. C'est ce potentiel qui persiste lorsque la particule se déplace. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules ayant un potentiel Zêta négatif se déplacent en direction de l'électrode positive [9].

Le potentiel Zêta est important, car il définit le comportement électrocinétique des particules, et par voie de conséquence, leur stabilité dans la solution. L'annulation du potentiel Zêta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leur agglomération.

II.3. COAGULATION-FLOCULATION

L'opération de coagulation-floculation a pour but la coalescence des particules (qui sont essentiellement colloïdales) par déstabilisation, puis formation de floes par adsorption et aggrégation [2]. Les floes ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite (Figure II-3).

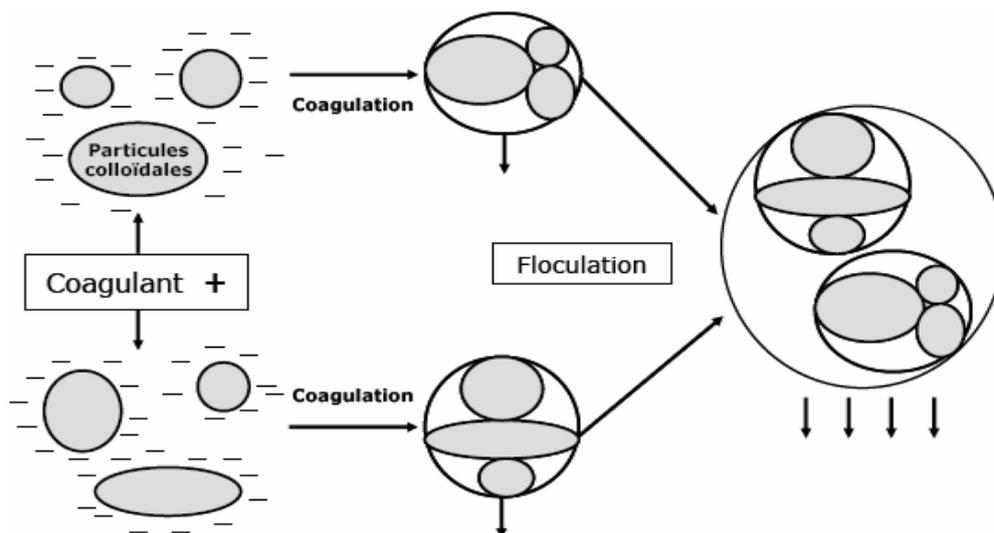


Figure II-3 : Coagulation-Flocculation [2]

II.3.1. Coagulation

Le mot coagulation vient du latin *coagulare* qui signifie « agglomérer » [10]. 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.

Les particules colloïdales en solution sont « naturellement » chargées négativement. Ainsi, elles tendent à se repousser mutuellement et restent en suspension. On dit qu'il y a stabilisation des particules dans la solution. La coagulation consiste en la déstabilisation des particules en suspension par la neutralisation de leurs charges négatives. Par ce procédé, on peut surmonter les forces répulsives, et les particules se rapprochent suffisamment les unes des autres. Les forces de Van der Waals deviennent donc prédominantes. On utilise, pour ce faire, des réactifs nommés coagulants. Le procédé nécessite une agitation importante [10].

II.3.2. Mécanismes de la coagulation

Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leur agglomération :

II.3.2.1. Compression de la double couche

L'augmentation de la force ionique de l'eau réduit le volume et l'épaisseur de la couche diffuse. Les forces de répulsion sont considérablement réduites alors que les forces d'attraction de Van der Waals ne sont pas affectées [8]. La force ionique est donnée par l'équation:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum^n C_n Z_n^2$$

μ : force ionique (N);

C_n : concentration de l'ion n (mol/L);

Z_n : valence de l'ion n.

II.3.2.2. Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations, afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi ré-stabilisées [9].

II.3.2.3. Emprisonnement et piégeage des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le $Al_2(SO_4)_3$ ou le $FeCl_3$ sont ajoutées, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé « flocc », entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation (Figure II-4) [11].

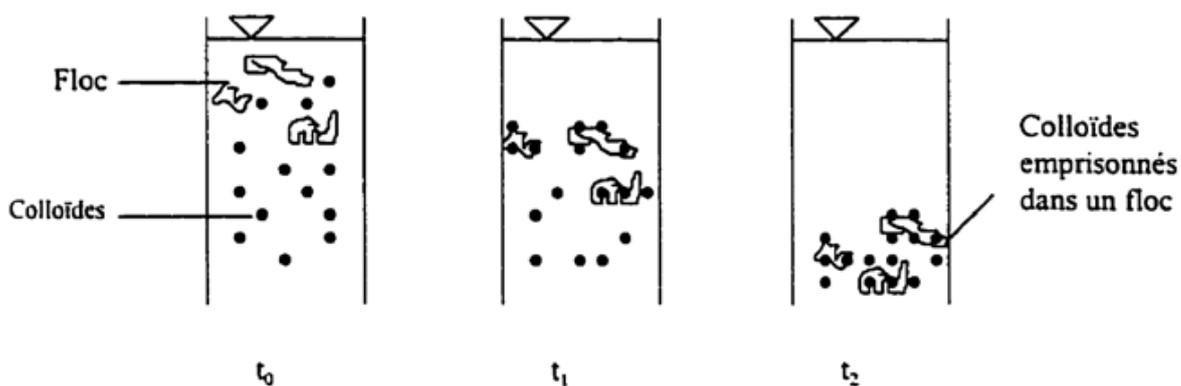


Figure II-4 : Emprisonnement des particules dans les flocs pendant la décantation [11]

II.3.2.4. Adsorption et pontage entre les particules

Ce mécanisme implique l'utilisation de polymères cationiques, non-anioniques ou anioniques, ayant une masse moléculaire élevée et une structure longitudinale. Un polymère en présence d'un colloïde l'adsorbe à une de ses extrémités à l'aide d'un de ces groupes fonctionnels. Les autres extrémités demeurent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par pontage des polymères (Figure II-5). Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut ré-stabiliser les colloïdes [9].

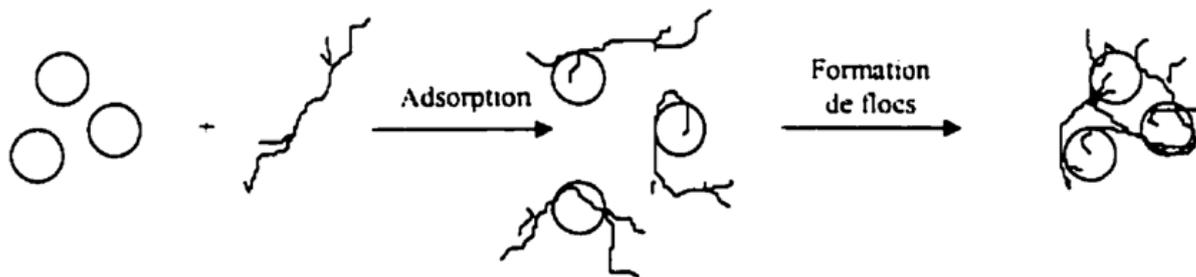


Figure II-5 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères [9]

II.3.3. Flocculation

La flocculation est le processus qui favorise les contacts entre les particules colloïdales déstabilisées et leur agglomération. Deux mécanismes assurent la mobilité des particules :

II.3.3.1. Flocculation péricinétique

Le mouvement brownien des particules est fonction de la température de l'eau. Lorsqu'elles entrent en contact, les particules ont tendance à s'agglutiner les unes aux autres. Le taux de variation du nombre de particules lors de la flocculation péricinétique est important lorsque la taille des particules est inférieure à 1 micron. Au-delà de cette taille, d'autres mécanismes doivent être utilisés afin d'assurer un taux raisonnable d'agrégation des particules.

II.3.3.2. Flocculation orthocinétique

Ce type de flocculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules [9]. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par le gradient de vitesse :

$$\text{le gradient de vitesse : } \mathbf{G} = \sqrt{\frac{P}{\eta V}}$$

G: gradient de vitesse (s^{-1}) ;

P : puissance réellement dissipée (W) ;

V : volume du bassin (m^3) ;

η : viscosité dynamique de l'eau (kg/m.s ou Pa.s).

II.4. Coagulants utilisés

II.4.1. Coagulants chimiques

Le type de coagulant et la dose ont une influence sur : la bonne ou la mauvaise qualité de l'eau clarifiée, le bon ou le mauvais fonctionnement de la flocculation et de la filtration et le coût d'exploitation.

Les principaux coagulants utilisés pour déstabiliser les particules et produire des floccs sont :

- le sulfate d'aluminium $Al_2(SO_4)_3, 18 H_2O$
- l'aluminate de sodium $NaAlO_2$
- le chlorure ferrique $FeCl_3, 6 H_2O$
- le sulfate ferrique $Fe_2(SO_4)_3, 9 H_2O$
- le sulfate ferreux $FeSO_4, 7 H_2O$.

L'efficacité de ces coagulants est directement liée à la valence des cations utilisés. Ainsi un ion divalent est jusqu'à 200 fois plus efficace et un trivalent jusqu'à 10.000 fois plus efficace qu'un monovalent. Les doses de coagulant à mettre en œuvre peuvent donc varier d'un facteur 100 [12].

Les critères de choix d'un coagulant sont nombreux. Son efficacité à réduire la couleur, la turbidité et les matières organiques d'une eau est essentielle. Néanmoins, on ne peut négliger son prix et les effets secondaires comme les fuites en Fe^{3+} et Al^{3+} [12].

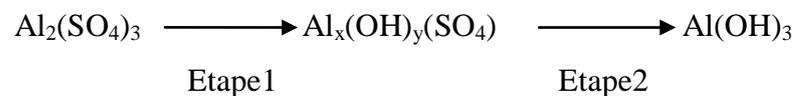
Tableau II- 2 : Caractéristiques principales des coagulants les plus fréquents [13]

Nom	Formule	Quantité (g/m ³)	Remarques
Sulfate d'Aluminium	$Al_2(SO_4)_3, 18 H_2O$	10 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	- Obtention d'une eau de très faible turbidité, -Poudre irritante, corrode les métaux ferreux.
Aluminate de Sodium	$NaAlO_2$	5 à 50 pour les eaux de surface	-Irritant pour les yeux et les muqueuses, -Corrode les métaux ferreux.
Chlorure ferrique	$FeCl_3, 6 H_2O$	5 à 150 pour les eaux de surface 50 à 300 pour les eaux résiduaires	-Pour les eaux chargées en matière organique : réactif acide, oxydant corrosif, dissolution exothermique.
Sulfate ferrique	$Fe(SO_4)_3, 9 H_2O$	10 à 250 pour les eaux de surface	-Oxydant corrosif, -Produit tachant
Sulfate ferreux	$FeSO_4, 7 H_2O$	5 à 150 pour les eaux de surface 100 à 400 pour les eaux résiduaires	-Corrode les métaux ferreux, -Produit tachant -Conservation à $T > 10^\circ C$

Le coagulant le plus utilisé dans le monde est le sulfate d'aluminium puisque c'est le moins cher des trivalents [13]. Cependant, il présente des désavantages :

- Sanitaires : les résidus d'aluminium jouent un rôle dans des maladies telles que l'Alzheimer [1],
- Environnementaux : résidus métalliques traces,
- Techniques : peu efficace dans les eaux froides,
la consommation d'alcalinité conduit à une baisse du pH,
- Economiques : coût élevé pour les pays en voie de développement.

Son hydrolyse se déroule en deux étapes comme le montre la réaction suivante :



L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Des intermédiaires polychargés positifs se forment. Ces composés assez fugaces présentent un atome d'aluminium dont le nombre d'oxydation est très grand. Les formes Al IV, V et VII sont rencontrés. Ces intermédiaires polychargés positifs sont très efficaces pour neutraliser la charge primaire négative des colloïdes. Il s'agit de la véritable forme coagulante, qui déstabilise les particules chargées négativement. L'étape1 dépend de la température et nécessite un pH compatible avec l'existence de ces intermédiaires polychargés. Le temps de formation de ces composés est de l'ordre de 0,5 s.

L'étape 2 dépend de l'agitation du milieu et permet la formation du précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$. Ce dernier assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes déstabilisés : c'est la forme flocculante. Par ailleurs, il y a complexation avec des ligands contenus dans l'eau. Cette complexation expliquerait la présence d'aluminium résiduel dans l'eau décantée [14].

Une alternative aux problèmes posés par les coagulants chimiques est l'utilisation de coagulants naturels, tels que *Moringa Oleifera* ou l'extrait de jus de cactus qui sont peu coûteux et, en général, non toxiques pour la santé et l'environnement.

II.4.2. Bio-coagulants

Historiquement, les premiers coagulants étaient d'origine minérale ou végétale, mais le manque de connaissance scientifique sur leurs mécanismes d'action a conduit à leur remplacement par des produits chimiques. Cependant, on s'y intéresse de nouveau aujourd'hui car de tels coagulants sont sûrement les mieux adaptés au traitement de l'eau dans les pays en voie de développement.

II.4.2.1. *Moringa Oleifera*

Les *Moringa*, sont des plantes tropicales de la famille des *Moringaceae*. *Moringa Oleifera*, ou " arbre clarificateur ", est la plus répandue en Afrique. Elle est à la fois utilisée comme plante médicinale, comme source d'huile végétale ou simplement comme plante d'agrément dans les jardins, mais son nom lui vient avant tout de ses propriétés de coagulant.

Le principe actif des graines de *Moringa Oleifera* est une protéine cationique ($M = 13\ 000\ \text{g/mol}$), soluble dans l'eau. Cette protéine permet d'abattre à la fois la turbidité et les microorganismes. L'efficacité des graines est comparable à celle des sels d'aluminium et elles sont, de plus, non toxiques pour l'Homme et les animaux [2].

Tableau II- 3: Comparaison de l'efficacité d'une solution de sulfate d'aluminium avec une solution aqueuse à base de *Moringa Oleifera* [2]

	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3, 18\ \text{H}_2\text{O}$	<i>Moringa Oleifera</i>
Quantité	-	-50 à 100 fois moins de coagulant
pH	-Consommation d'alcalinité et chute du pH - Rééquilibrage nécessaire	-Pas de modification du pH ni de l'alcalinité
Boues	-Boues gélatineuses, acides, contenant des métaux, volume 5 fois plus grand -Traitement nécessaire et coût élevé	-Boues constituées de matières organiques biodégradables, pas de métaux, volume 5 fois plus faible -Epanchage possible et coût plus faible
Matières organiques	-Quantité de matières organiques identique avant et après coagulation	-Quantité de matières organiques augmente pendant la coagulation -Problèmes d'odeur, de couleur et de goût si le stockage dure plus de 24h -Réaction possible avec le chlore de

		la désinfection (potabilisation) pour former des trihalométhanes cancérigènes
PO_4^{3-}	-Diminution de la concentration -Eutrophisation possible en traitement des eaux résiduaires	-Augmentation de la concentration

Les avantages d'un traitement avec les graines de *Moringa Oleifera* sont donc nombreux et un tel coagulant peut être utilisé sans problème pour le traitement des eaux usées et en potabilisation si l'eau à traiter n'est pas fortement chargée en matière organique. Mais, pour que de tels procédés deviennent rentables, il faudrait cultiver les *Moringa Oleifera* à grande échelle, comme le thé ou le café, ce qui n'est pas encore le cas.

II.4.3. *Extrait de jus de cactus*

Afin de valoriser les substances naturelles, minimiser l'effet toxique des produits chimiques (chlorure de fer et sulfate d'alumine), respecter les normes de plus en plus rigoureuses et réduire le coût de traitement des eaux, des procédés de coagulations-flocculation en utilisant comme agent flocculant le nouveau produit extrait des cactus "figuiers de barbarie" sont développés [15].

Les feuilles de plantes utilisées dans le traitement des eaux ont été broyées après nettoyage. L'extrait aqueux de plantes recueilli par tamisage sur un filtre, a été dilué à 10 % dans de l'eau, puis homogénéisé par agitation pendant 15 à 20 minutes [16].

Le jus de cactus obtenu est relativement stable. Il peut conserver sa capacité flocculante en dehors de tout système de conservation pendant plusieurs jours. Ce produit est un liquide visqueux de coloration verte, miscible à l'eau et en contient environ 96 % [16].

II.5. Conclusion

L'unité de coagulation-flocculation est une étape clé dans la production de l'eau potable. La dose de coagulant à injecter est la variable principale utilisée pour conduire une unité de coagulation. Le dosage est le plus souvent déterminé par l'analyse chimique effectuée en laboratoire : « Jar test ». Cette technique d'analyse nécessite un prélèvement et un temps

d'analyse relativement important. Un surdosage 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.

CHAPITRE III : MATERIEL ET METHODES

III.1. Introduction

Les techniques de traitement des eaux potables, souvent coûteuses, nécessitent des produits chimiques qui peuvent être néfastes pour la santé et l'environnement, ou encore ne sont pas disponibles localement pour les pays en voie de développement. De ce fait, de nouvelles techniques, plus durables et adaptées à des traitements à petite échelle doivent être développées.

L'extrait de cactus est un matériau biodégradable, accessible et très facile à manipuler. Sa capacité de floculation est comparable à celle présentée par d'autres floculants naturels.

Dans ce chapitre, nous exposons les différentes techniques adoptées ainsi que le matériel utilisé, permettant d'exploiter les propriétés remarquables du cactus, dans le processus de coagulation-floculation des eaux turbides.

III.2. Matériel

III.2.1. *Appareils*

- Agitateurs Magnétiques de type Stuart SB162.
- Turbidimètre : HANNA INSTRUMENTS, modèle HI 88713.
- pH - mètre : HANNA INSTRUMENTS, modèle pH211 .
- Balance analytique de marque DENVER INSTRUMENT.
- Floculateur (Jar test) de marque WiseStir, appareil à 6 agitateurs mécaniques à vitesse variable.
- Spectrophotomètre à Transformée de Fourier de marque SHIMADZU muni du logiciel «WinFirst».
- Conductimètre, HANNA INSTRUMENTS : modèle EC 214.
- Etuve J.P.SELECTA.

- Petit matériel : Béchers, pipettes, burettes, tubes à essai, boîtes Pétri.

III.2.2. Réactifs utilisés

- Coagulants chimiques : $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, FeCl_3 ,
- Bio-coagulant: extrait de cactus,
- HCl, KOH,
- H_2SO_4 , phénophtaléine, méthyle orange,
- EDTA, solution tampon (pH=10), indicateur noir d'ériochrome T,
- Eau physiologique (NaCl), gélose nutritive,
- Bentonite provenant du gisement de Roussel (Maghnia, Algérie).

III.3. Préparation de la suspension turbide à base de Bentonite

Les dispersions des particules d'argile, de taille inférieure à 0,002 mm ($2\mu\text{m}$), sont souvent utilisées pour étudier les mécanismes de floculation. Une fois les particules d'argile suspendues, leur dispersion est stable dans la plupart des eaux neutres, ce qui rend leur élimination difficile par une simple décantation.

Les plus importants types d'argiles sont les kaolins, les smectites (argile de montmorillonite dont le principal composant est la bentonite), les illites et les argiles à couches mixtes. La bentonite a été choisie pour cette étude en raison de son abondance et sa disponibilité.

La bentonite est considérée comme une argile pure, car elle ne nécessite pas de traitement préalable avant son utilisation dans une verrerie. C'est une argile minérale dont la formule est: $(\text{Na,Ca})_{0,33}(\text{Al,Mg})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot (\text{H}_2\text{O})_n$ [24]

La simulation de coagulation-floculation par un Jar test a été effectuée en utilisant des échantillons d'eau du robinet mélangés avec la bentonite à concentration 0,1g par litre d'eau. Les suspensions initiales ont été mélangées à des vitesses équivalentes à 300 rpm (rotations par minute) durant une période de 5 minutes puis laissées en décantation pendant 20 minutes.

III.4. Tests de coagulation-floculation (Jar Test)

Deux paramètres nécessitent une attention particulière lors du dimensionnement d'un traitement de coagulation-floculation : les quantités de réactifs à ajouter et les vitesses d'agitation du milieu réactionnel. Ces valeurs ne peuvent être déterminées que de façon empirique par des essais sur échantillons en laboratoire. La détermination de ces grandeurs en laboratoire est réalisée par le biais d'un Jar test (Figure III-1).



Figure III-1 : Jar Test

Les différents essais ont été effectués à température du laboratoire (24 °C). Pour cela, nous avons utilisé un Jar test (floculateur) ayant six rampes.

- Nous avons versé 1L d'échantillon (eau de robinet+bentonite) dans chacun des six béchers cylindriques que nous avons placé sous les rampes du floculateur capables de générer une même vitesse,
- Nous avons réglé les temps de contact des différentes étapes de traitement (coagulation, floculation, décantation),
- L'agitation débute à une vitesse de rotation relativement rapide, par souci d'économie d'énergie, nous avons tenté de l'abaisser et ce en faisant les essais à 80rpm et à 60rpm

maintenues le temps de l'ajout du coagulant (environ 2minutes) à différentes doses, permettant d'assurer une très bonne diffusion des coagulants,

- L'agitation lente, qui elle aussi a été fixée à 40rpm et à 30rpm, est maintenue pendant 20 minutes, elle favorise la mise en contact des particules déstabilisées afin de former les floccs, c'est l'étape de floculation,
- Enfin, après l'arrêt de l'agitation, l'étape de décantation débute avec un suivi de l'abattement de la turbidité pendant 30 minutes, et ce, en prélevant, à différents temps de décantation (10 - 15 et 30 minutes), des quantités du surnageant.

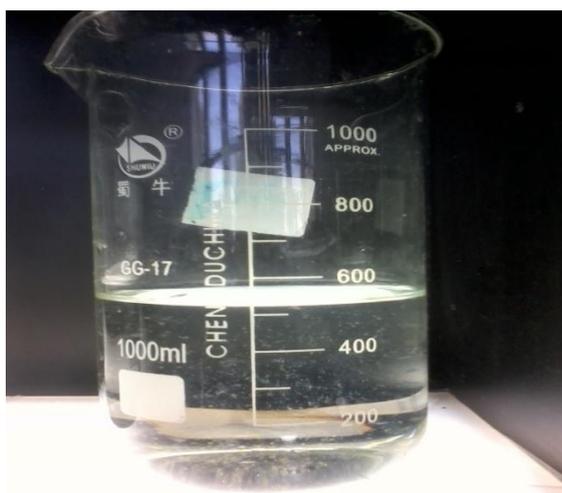


Figure III-2 : Apparition des floccs

III.5. Mesure de la turbidité

Pour étudier les paramètres intervenant dans la coagulation des particules colloïdales, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, telles que l'analyse de la DCO, la détermination du potentiel Zêta, la titration colloïdale, la mobilité électrophorétique, l'analyse spectrophotométrique, et la mesure de la turbidité.

Dans notre étude nous avons adopté la mesure de la turbidité car elle est considérée comme étant l'un des paramètres les plus simples et les plus représentatifs du suivi de la qualité de l'eau [18].

Les analyses effectuées se font sur des échantillons prélevés à des temps donnés de décantation. La mesure a été faite selon les étapes suivantes :

- Remplissage de la cuve de mesure propre avec 10 ml de l'eau turbide (solution à tester) en vérifiant qu'aucune bulle d'air ne soit présente dans cette cuvette.
- Fermeture de la cuve à l'aide du bouchon et nettoyage de celle-ci à l'aide de papier absorbant propre, pour éviter toute trace de doigt ou de toute autre trace pouvant affecter le passage de rayon émis par la diode électroluminescente.
- Mise de la cuve dans son logement et lecture directe des valeurs de la turbidité en NTU.

III.6. Le barrage de Taksebt

Les bassins versant attenants aux principaux barrages édifiés en Algérie souffrent de deux problématiques récurrentes en Algérie: l'érosion hydrique et la pollution qui constituent autant de menaces de pollution pour les barrages établis [19].

Au regard des concentrations démographiques et de la configuration des armatures urbaines et industrielles, les barrages implantés dans la partie septentrionale de l'Algérie subissent une pollution sans précédente.

Ainsi est-il le cas du barrage de Taksebt (Tizi Ouzou). De construction récente, ce barrage est menacé par une pollution multiforme générée par les infrastructures installées sur les bassins versants.

Certes, il n'existe pas une concentration industrielle importante dans les régions contiguës au barrage de Taksebt, susceptibles de constituer une menace de pollution notable pour ce dernier, mais le développement notable des PME (petites et moyennes entreprises) constitue désormais une source de pollution chimique considérable (Ateliers de peinture, des huileries, des abattoirs et des élevages avicoles) [23].

Des études d'impact sur l'environnement devront être entreprises pour l'ensemble des entreprises économiques établies sur les bassins versants du barrage afin d'atténuer les effets dévastateurs de cette pollution. De même que s'impose une gestion rigoureuse des réseaux et des installations d'assainissement.

III.6.1. Essais sur l'eau de barrage

Après avoir déterminé la vitesse optimale de coagulation-floculation au cours de l'étape précédente, les mêmes étapes ont été effectuées pour l'eau de barrage de Taksebt afin de déterminer les doses optimales de coagulants en fonction des mesures de turbidité résiduelle qui est notre principal paramètre.

Une fois ces doses optimisées, un essai final a été effectué en tenant compte des paramètres suivants : turbidité, pH, conductivité, densité optique (DO), titre alcalimétrique complet (TAC), titre hydrotimétrique (TH), dénombrement microbiologique. Cet essai final a pour but de caractériser l'eau de barrage avant et après traitement afin de mieux juger de l'effet des différents coagulants utilisés.

Les paramètres : turbidité, pH, conductivité et densité optique (DO) sont déterminés à partir d'une lecture directe sur les appareils de mesure respectifs à chaque paramètre. Quant aux autres, leur détermination s'est effectuée comme suit :

III.6.2. Titre alcalimétrique complet

Cette mesure permet de connaître les concentrations en bicarbonates, carbonates et éventuellement en hydroxydes (bases fortes) contenues dans l'eau. Ces mesures sont basées sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral, en présence d'un indicateur coloré [21].

Réactifs :

Acide chlorhydrique ou acide sulfurique 0,02 N

Solution de phénophtaléine dans l'alcool à 0,5%.

Solution de méthylorange à 0,5%.

Mode opératoire : [22]

Prélever 50 ml d'eau à analyser dans un erlenmeyer de 250 ml, ajouter 1 à 2 gouttes de phénophtaléine. Une coloration rose doit alors apparaître ; dans le cas contraire le T.A est nul, ce qui se produit en général pour les eaux naturelles dont le $\text{PH} < 8,3$. Verser ensuite doucement l'acide dans la capsule à l'aide d'une burette, en agitant constamment et ceci jusqu'à décoloration complète de la solution ($\text{PH} = 8,3$).

Utiliser l'échantillon traité précédemment ou le prélèvement primitif s'il n'y a pas de coloration. Ajouter 2 gouttes de méthylorange et titrer de nouveau avec le même acide jusqu'au virage du jaune au jaune orangé ($\text{pH} = 4,3$).

Retrancher 0,5 mL d'acide, quantité nécessaire pour le virage de l'indicateur, qui est un peu plus faible que le pH de neutralisation exacte de l'hydrogénocarbonate.

$$\text{TA} = 0 \text{ et } \text{TAC} = (V_{\text{H}_2\text{SO}_4} - 0,5) * N_{\text{H}_2\text{SO}_4} * 0.1 \text{ en méq/L.}$$

$$\text{Avec } 1 \text{meq/L} = 50 \text{ mg/L de CaCO}_3.$$

III.6.3. Titre hydrotimétrique

Une eau est dite dure quand elle contient une forte proportion d'ions calcium et magnésium. Cela se traduit par une eau qui mousse difficilement en présence de savon. C'est donc la teneur de l'eau en sels de chaux et sels de magnésie qui détermine sa dureté ou sa douceur, en langage courant la teneur en calcaire. Pour mesurer la dureté (le titre hydrotimétrique) on va utiliser le degré de dureté qui correspond à une concentration de carbonate de calcium (CaCO_3) en mg par litre (mg/l) ou une concentration de chaux (Ca(OH)_2). Ces valeurs vont de 0 pour une eau d'une pureté absolue théorique à 60 pour une eau impropre même à l'usage industriel [21].

Les ions des éléments alcalino-terreux présents dans l'eau forment un complexe du type chélate avec le sel de l'acide éthylène-diamine-tétracétique. La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage de l'indicateur spécifique. En milieu

convenablement tamponné pour empêcher la participation du magnésium, la méthode permet de doser la somme des ions du calcium et du magnésium.

Réactifs :

Solution titrée de l'EDTA N/25 ;

Solution tampon pH 10;

Solution de noir ériochrome T à 0,5 %.

Mode opératoire : [22]

Prendre 25 ml d'eau à analyser à l'aide d'une pipette et les transférer dans un erlenmeyer de 100 ml. La solution est chauffée à 60°C, et on ajoute 2 ml de la solution tampon et quelques gouttes de l'indicateur. On titre alors avec la solution de l'EDTA jusqu'au virage du rouge violacé au bleu.

$$T.H = (V_{E.D.T.A} * N_{E.D.T.A}) * 1000 / 100 \Rightarrow T.H = V * 0,04 * 10 \text{ (méq/L)}$$

Avec 1meq/L = 50 mg/L de CaCO₃.

III.6.4. Dénombrement microbiologique

Dans ce type de méthodes, les bactéries maintenues dispersées dans un milieu solide (ou à sa surface), donnent naissance, dans des conditions favorables, à des colonies isolées les unes des autres qui, de ce fait, peuvent être directement comptées. Connaissant le volume d'échantillonensemencé, il est possible d'exprimer le résultat final du dénombrement en fonction d'un volume d'eau pris comme unité : x colonies pour 1 mL. On admet comme hypothèse de travail que chaque colonie correspond à une bactérie. Le dénombrement microbiologique est mesuré par UFC (Unité Formant une Colonie).

La méthode fréquemment utilisée (bactéries aérobies revivifiables) consiste à mélanger dans une boîte Pétri de 90 à 100 mm de diamètre, 1 mL d'échantillon et 15 mL de milieu gélosé, fondu et ramené à une température de 45 °C environ. Les boîtes seront mises à l'étuve à 34° pendant 48h. Dans ces conditions, le nombre maximum de colonies acceptable, pour éviter les phénomènes de confluence et de compétition bactérienne, est généralement estimé à

300. Il conviendra donc de procéder à des dilutions dans un rapport de 1 à 10, et la sensibilité de la méthode sera de 30 colonies par mL [22].

III.7. Conclusion

Nous avons présenté, dans ce chapitre, les différentes techniques expérimentales ainsi que le matériel utilisé, afin de réaliser les manipulations faisant l'objet de notre travail, à savoir l'évaluation du pouvoir du cactus comme coagulant/floculant pour les eaux turbides utilisant un Jar test et en comparaison aux coagulants chimiques.

Les résultats ainsi que les interprétations et discussion seront exposés dans le chapitre suivant.

CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1. Introduction

Des essais expérimentaux sur Jar Test ont été menés pour évaluer l'efficacité de l'extrait de cactus comme bio-coagulant en comparaison avec les coagulants chimiques classiques.

En premier lieu, nous exposerons les résultats obtenus sur l'eau de robinet additionnée de bentonite qui est notre solution synthétique.

IV.2. Essais sur Jar Test avec l'eau de robinet

La solution initiale de sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) a été préparée à une concentration de 1 g.L^{-1} à partir de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ en poudre. De même pour la solution de chlorure de fer (FeCl_3) à 1 g.L^{-1} à partir de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$.

Quant à l'extrait de cactus, des dilutions successives (10^{-1} , 10^{-2} et 10^{-3}) ont été faites à partir de l'extrait pur. Sachant que la mesure de la matière sèche a donné 23,6g par litre de jus de cactus, les dilutions donnent donc $2,36 \text{ g.L}^{-1}$, $0,236 \text{ g.L}^{-1}$ et $0,0236 \text{ g.L}^{-1}$

IV.2.1. Influences de la dose du coagulant et de la vitesse

Dans le but d'étudier l'effet de la dose de chaque coagulant sur le processus de coagulation-floculation, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant (de 1 à 12 mL pour les coagulants chimiques et de 1 à 6 mL pour le bio-coagulant) pour une concentration de bentonite de $0,1 \text{ g.L}^{-1}$ (qui donne une turbidité initiale de 25NTU) et ce pour deux vitesses d'agitation différentes.

Il s'en est suivi une mesure de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation (10, 15 et 30 mn). Les résultats sont résumés dans les figures suivantes :

IV.2.1.1. Vitesse 80rpm pendant 5mn suivie de 40rpm pendant 30mn

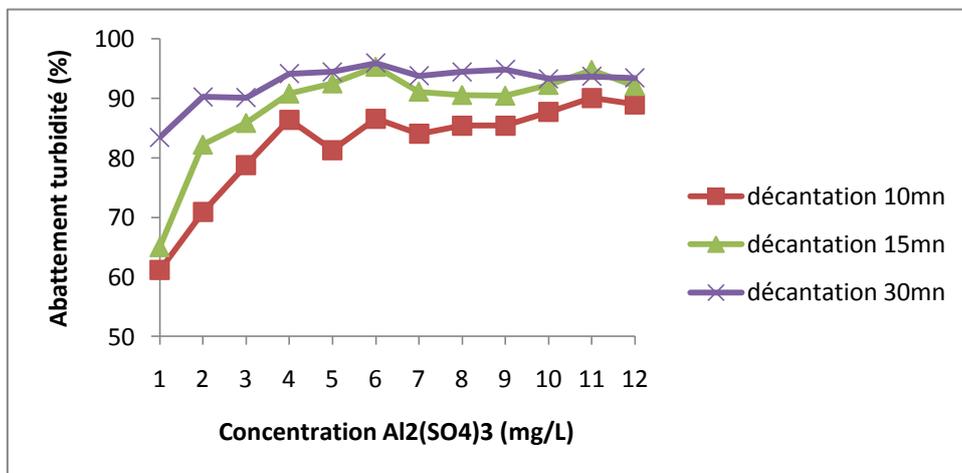


Figure IV-1 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 40rpm

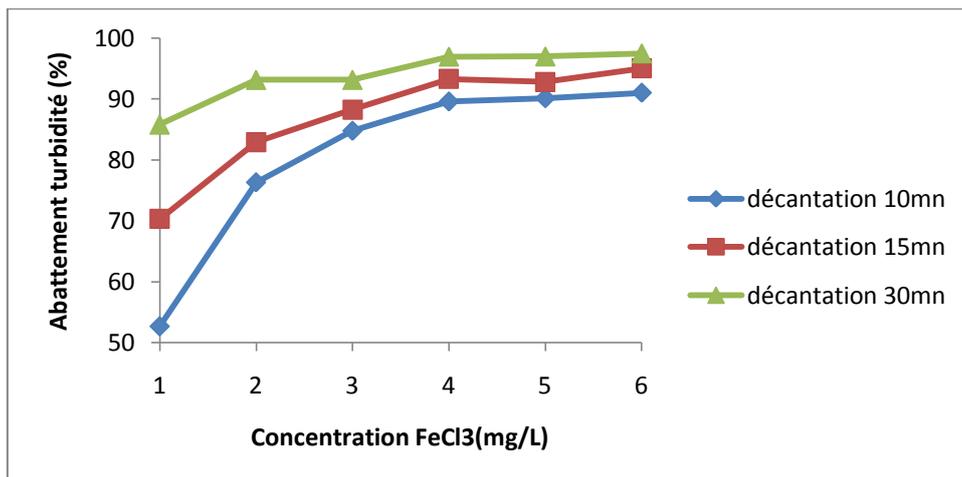
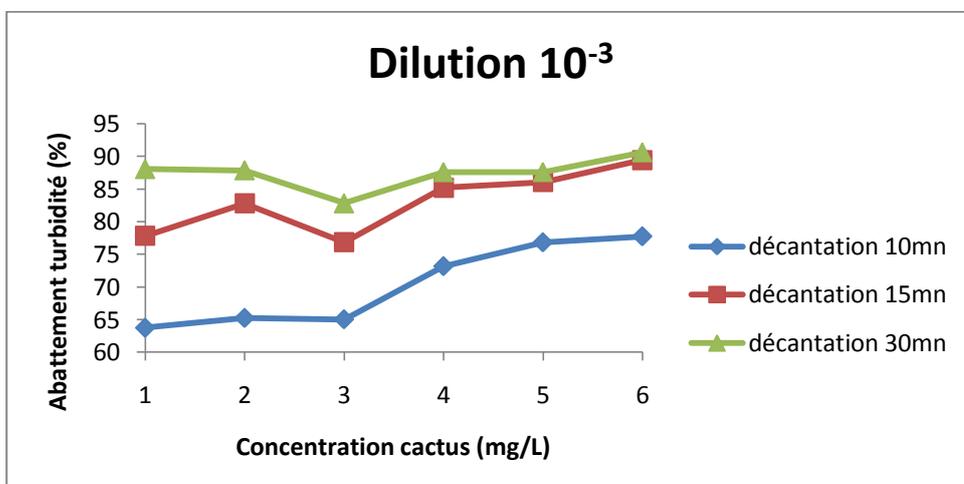
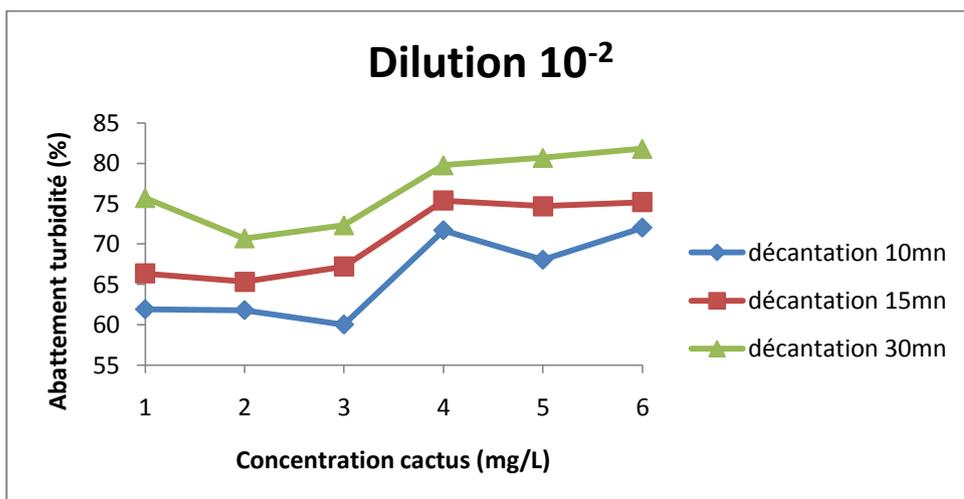
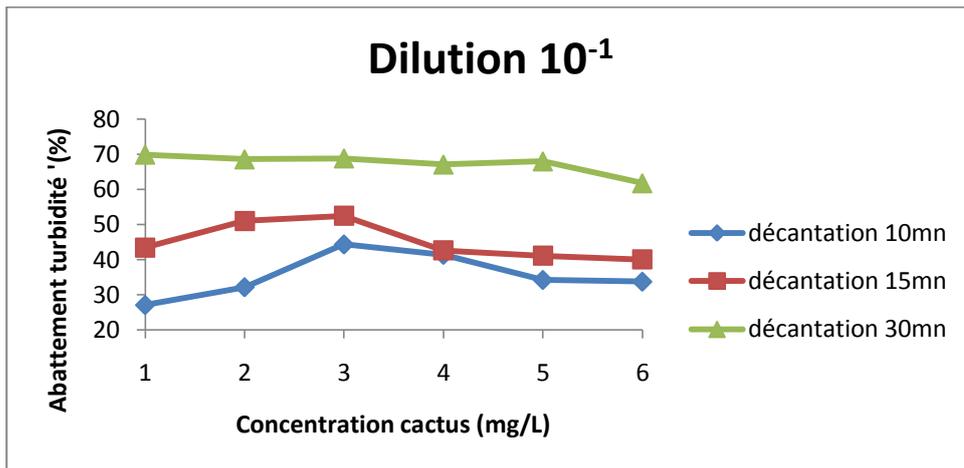


Figure IV-2 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 40rpm

Le cactus a été dilué 3 fois, les résultats seront donc exposés en trois figures afin d'englober les concentrations qui varient d'un facteur de 10.



Figures IV-3 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de cactus à vitesse 40rpm

L'efficacité des coagulants chimiques est clairement confirmée. On atteint jusqu'à 97,5% d'abattement pour le chlorure de fer et 96% d'abattement pour le sulfate d'aluminium et ce après juste 30mn de décantation. Quant au cactus, on voit bien que son efficacité est meilleure à la dilution 10^{-3} alors qu'à 10^{-1} l'abattement décroît : plus il est concentré et moins il est efficace. Il reste moins efficace que les coagulants chimiques, toutefois, on atteint un abattement de 91% ce qui est tout de même important.

IV.2.1.2. Vitesse 60rpm pendant 5mn suivie de 30rpm pendant 20mn

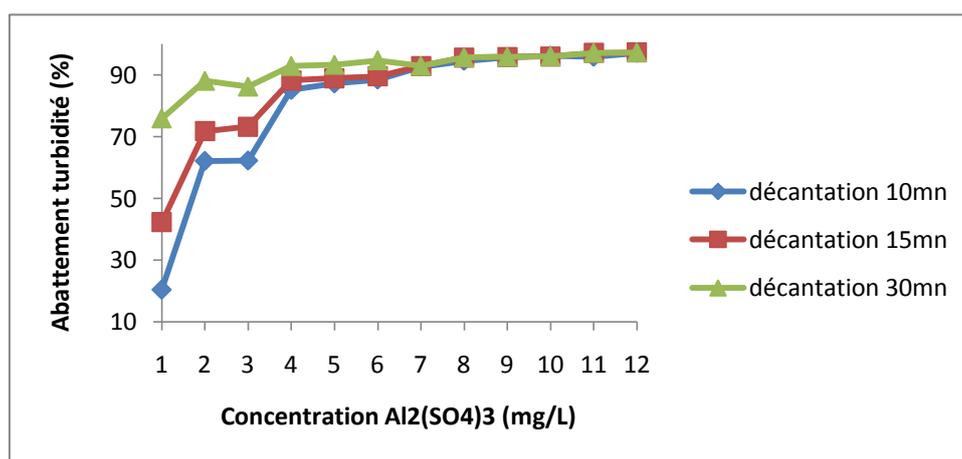


Figure IV-4 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm

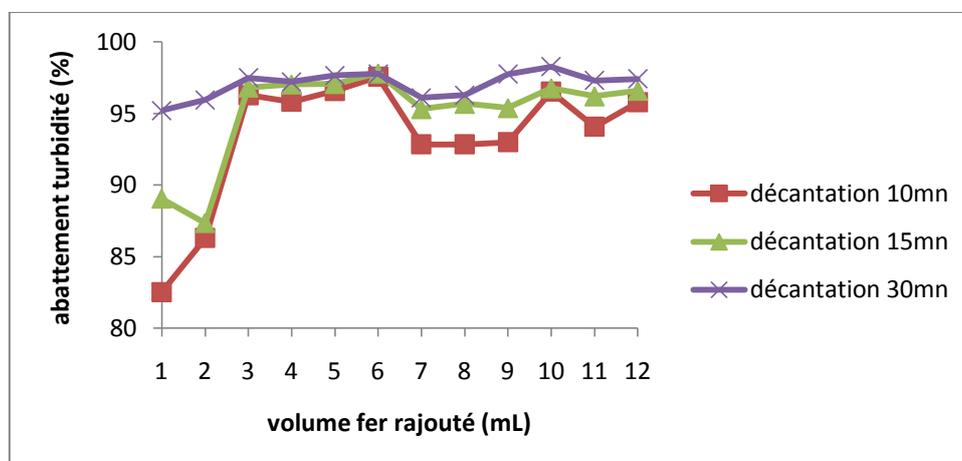
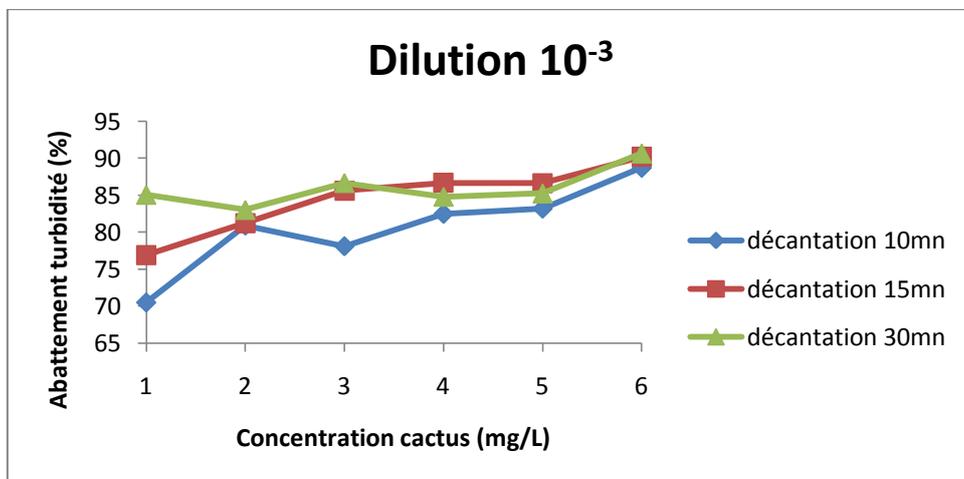
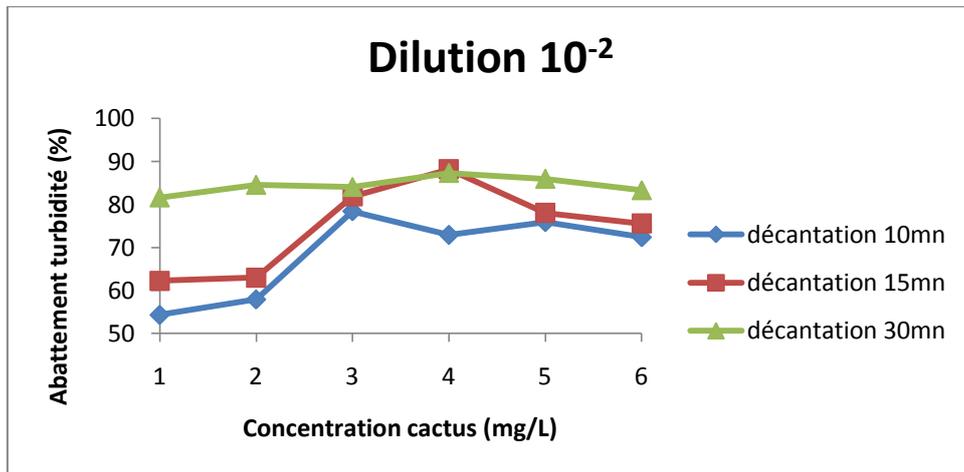
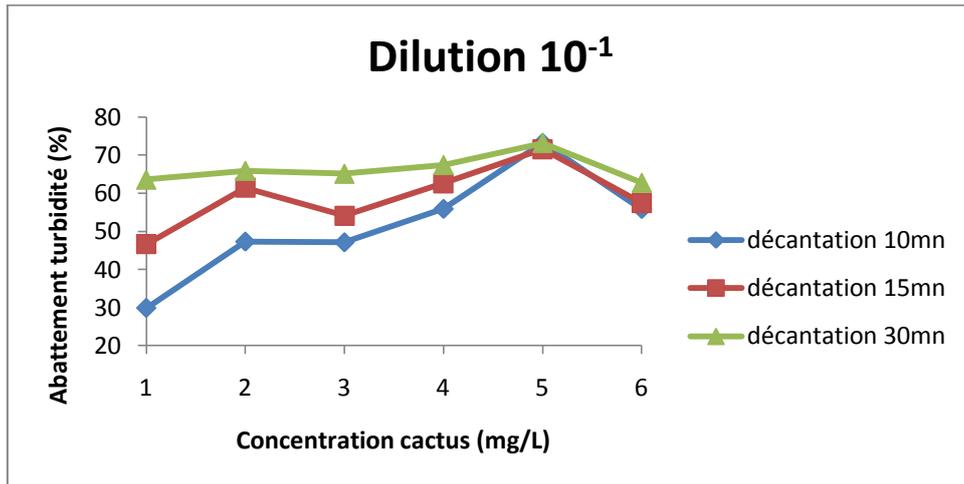


Figure IV-5 : Variation de l'abattement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 30rpm



Figures IV-6 : Variation de l'abatement de la turbidité à différents temps de décantation en fonction de la dose de cactus à vitesse 30rpm

Tout comme la vitesse d'agitation précédente, l'efficacité du chlorure de fer se démarque (plus de 98% d'abattement pour une concentration de 8mg/L) suivi de près par celle du sulfate d'aluminium (97% pour la même concentration), le bio-coagulant, quant à lui, est très efficace (près de 91% pour 4mg/L) mais reste légèrement inférieur aux coagulants chimiques.

D'autre part, l'abaissement de la vitesse d'agitation permet une meilleure floculation car cela permet un bon contact entre les particules déstabilisées, les floccs se forment plus vite sans qu'une agitation trop rapide ne cause leur séparation. On obtient alors un meilleur abattement.

Afin de mieux illustrer la comparaison entre l'efficacité des trois coagulants utilisés, voici une figure récapitulant l'abattement de la turbidité atteint au bout de 30mn de décantation avec le sulfate d'aluminium, le chlorure de fer et l'extrait de cactus à la dilution 10^{-3} à une agitation de 30rpm pendant 20mn au pH de l'eau=7,5.

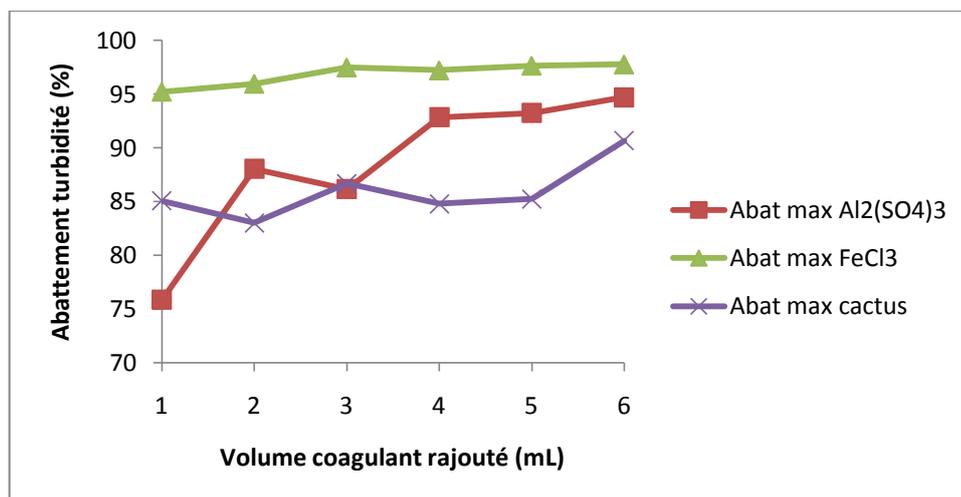


Figure IV-7 : Comparaison de l'efficacité des trois coagulants en fonction du volume rajouté à vitesse 30rpm

IV.3. Essais sur Jar Test avec l'eau de barrage

L'eau du barrage de Taksebt qui nous a été fournie a une turbidité très faible (1,09NTU). Cette turbidité doit être quand-même être abaissée [19].

Abattre une turbidité importante vers des valeurs de l'ordre de 1NTU représente l'étape la plus facile du traitement par coagulation-floculation, par contre abaisser la turbidité à moins de 1NTU représente toute la difficulté.

Après avoir fait les essais sur l'eau de robinet additionnée de bentonite, nous avons appliqué le même traitement à l'eau de barrage en gardant la vitesse optimale (30rpm pendant 20mn) dans un souci d'économie d'énergie.

La représentation de l'efficacité du traitement se fera en fonction de la turbidité résiduelle car nous sommes dans des grandeurs de turbidité très faibles et la mesure de l'abattement ne serait pas assez représentative de la qualité de l'eau obtenue.

IV.3.1. Turbidité résiduelle pour différents coagulants

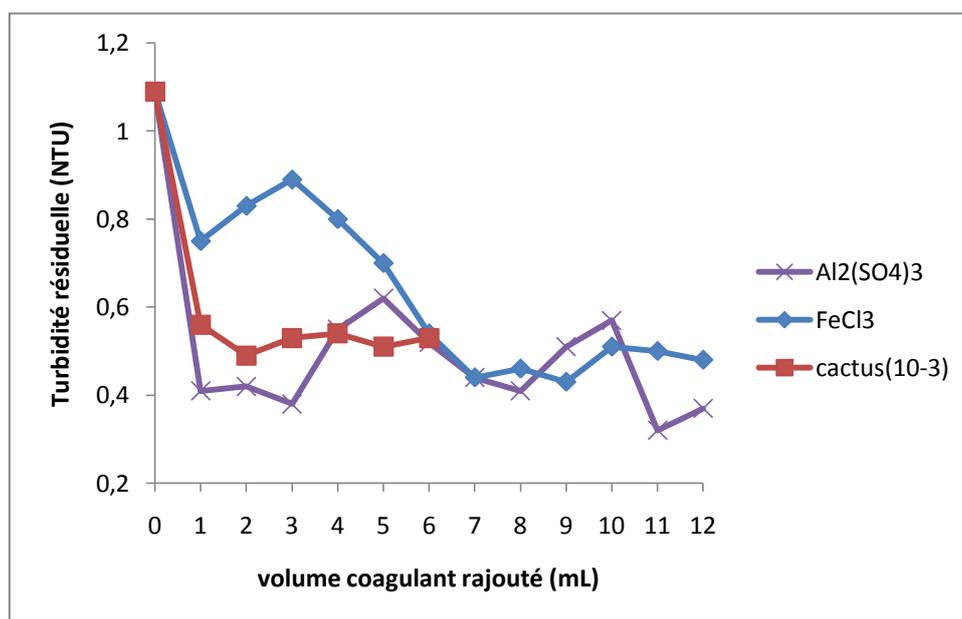


Figure IV-8 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction de la dose de coagulant chimique

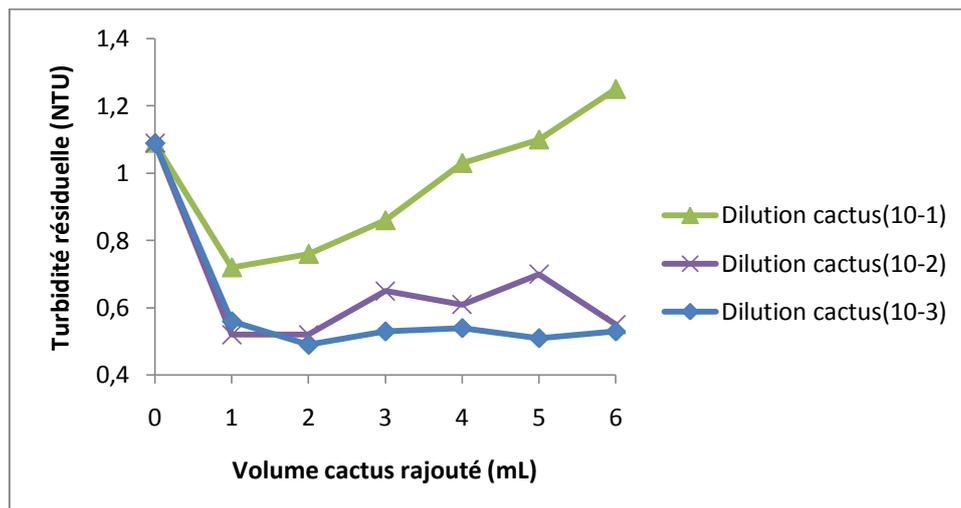


Figure IV-9 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction de la dose de bio-coagulant

Tout comme il a été remarqué précédemment, le bio-coagulant est moins efficace que les coagulants chimiques. Toutefois, dans un cas comme dans l'autre, la turbidité résiduelle reste conséquente, dans ce qui suit, nous essaierons de l'améliorer.

IV.3.2. Influence du pH

La difficulté rencontrée avec l'eau de barrage est qu'elle est très peu turbide. Dans ce cas, le traitement de coagulation-floculation donne des floes petits et légers qui, de ce fait, décantent lentement.

Nous avons tenté d'améliorer le procédé en faisant un mélange des coagulants chimiques avec le bio-coagulant aux doses optimales établies aux cours des essais précédents en faisant varier le pH.

Nous avons donc fixé le pH de l'eau allant de 4,5 à 10, puis, nous avons entamé le traitement en injectant 8mL de coagulant chimique (sulfate d'aluminium ou chlorure de fer) par litre d'eau de barrage pendant l'étape de coagulation (agitation rapide de 60rpm) ce qui représente une concentration de 8mg/L, suivi d'une injection de 4ml d'extrait de cactus à dilution 10^{-3} pendant l'étape de floculation (agitation lente de 30rpm) ce qui représente une concentration de 0,1mg/L. Les résultats sont représentés comme suit :

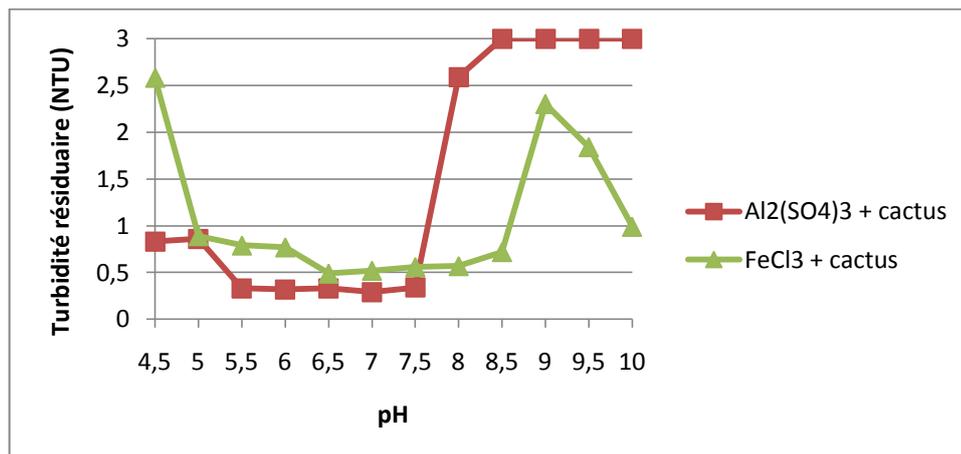


Figure IV-10 : Variation de la turbidité résiduelle en fonction du pH

On observe que la turbidité diminue avec l'augmentation du pH jusqu'à un certain point (environ 8) où la tendance s'inverse et où l'eau devient très turbide ce qui s'explique par l'influence du pH sur les sels métalliques qui atteignent leur point de précipitation et ne sont plus efficaces comme coagulants. A pH=7, on observe les meilleurs résultats, surtout pour le mélange de sulfate d'aluminium et de cactus où la turbidité résiduelle atteint 0,25NTU.

IV.3.3.Essai final

Au cours de notre travail en laboratoire, nous avons tenté de déterminer les différents paramètres à fixer pour atteindre le meilleur résultat dans le traitement des eaux du barrage de Taksebt.

Nous avons effectué un essai final où le pH, la dose de coagulant et la vitesse ont été fixés afin de caractériser l'eau avant et après traitement dans le but de déterminer l'influence du procédé sur des paramètres autres que la turbidité.

Tableau IV- 1: Résultats de l'essai final du traitement de l'eau de barrage

	Eau initiale	Al ₂ (SO ₄) ₃	FeCl ₃	Cactus	Al ₂ (SO ₄) ₃ + Cactus	FeCl ₃ + Cactus
Dose (mg/L)	-	8	8	0,1	8 + 0,1	8 +0,1
pH	7	6,97	6,95	7,21	7,12	7,09
DO (254nm)	1,25	0,04	0,04	0,05	0,03	0,03
TAC (mg/L de CaCO ₃)	0,65	0,7	0,65	0,7	0,65	0,7
TH (mg/L de CaCO ₃)	90	90	80	90	100	80
Dénombrement (UFC/mL)	2000	330	310	320	280	290
Conductivité (µS/cm)	0,5	0,3	0,2	0,2	0,2	0,2
Turbidité (NTU)	1,09	0,46	0,36	0,49	0,29	0,36

IV.3.4. Interprétations

Les résultats ont montré que le traitement a diminué notablement la densité optique (DO) et la turbidité qui représentent la quantité de matières colloïdales et organique présentes dans l'eau.

De plus, le traitement a été efficace sur les micro-organismes dont le nombre a baissé significativement, ce qui est très positif pour l'amélioration de la qualité de l'eau.

Le pH, reste stable, tout comme le titre hydrotimétrique (TH), ce qui indique que le traitement ne concerne pas les ions calcium et magnésium dont les concentrations restent identiques à celles de l'eau avant traitement. De même pour le TAC qui concerne les bicarbonates et carbonates présents dans l'eau.

Conclusion Générale

L'objectif de notre travail, été d'une part la mise en évidence de l'efficacité d'un nouveau flocculant naturel biodégradable grâce à une étude comparative avec des coagulants chimiques classiques très utilisés dans le traitement des eaux de consommation et d'autre part le traitement physico-chimique «coagulation-floculation» des eaux du barrage de Taksebt.

Notre étude expérimentale a fourni les principaux résultats suivants :

- L'extrait de cactus est un agent flocculant efficace surtout combiné à des coagulants chimiques tels que le sulfate d'aluminium ou le chlorure de fer, il atteint 90% d'abattement de la turbidité et de la densité optique,
- L'extrait de cactus agit aussi sur l'abattement du nombre de micro-organismes, ce qui est un avantage majeur car il permet d'économiser les quantités de désinfectants utilisés ultérieurement dans le traitement de l'eau.
- Le traitement par coagulation-floculation agit sur la turbidité et la densité optique, par l'abattement des matières colloïdales et organiques, et non sur la minéralisation,

Un flocculateur de laboratoire ne reproduit que de manière imparfaite les phénomènes complexes se produisant dans une station de traitement d'eau potable. L'extrapolation à une échelle réelle n'est pas évidente à cause de la dépendance mutuelle des processus mis en jeu. L'essai sur pilote permettant de reproduire les conditions de fonctionnement d'une vraie station est recommandé. Il est considéré comme étant le complément (de taille) des essais au laboratoire [7].

Toutefois, si l'extrait de cactus ne garantit pas l'élimination de toutes les bactéries ni des divers polluants qui peuvent contaminer l'eau, cette technique de traitement des eaux améliore significativement la qualité des eaux de boisson et donc l'accès à l'eau potable, surtout pour les pays en voie de développement pour qui ce traitement permettra d'économiser les produits chimiques liés au traitement des eaux.

De plus, cela permettra de diminuer les quantités résiduelles de produits chimiques polluants dans l'eau et dans les rejets du traitement (boues), ce qui est le but de notre recherche.

Sous réserve d'une capacité de production suffisante en figuiers de Barbarie, les pays en voie de développement pourraient adopter durablement cette technique simple d'usage et bon marché.

Bibliographie

1. McLachlan D. R. C. (1995). *Aluminium and the risk for Alzheimer's disease*. *Environmetrics* 6, 233-275.
2. Valentin N. 2000. *Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable*. Thèse de Doctorat à l'Université de Technologie de Compiègne, France.
3. Mallevialle J., Odendaal P. E., Wiesner M. R., (1996) *The emergence of membranes in water and waste water treatment*. In: **Water Treatment Membrane Process**, Chapitre 1, McGraw-Hill, 10 p.
4. Raven P. H., Berg L. R., Johnson G. B. (1995). *Environment 1995 Version*. Saunders College Publishers.
5. Degremont (2005). *Mémento technique de l'eau : Tome 2* », Lavoisier, SAS — Lexique technique de l'eau, dixième édition, Paris, France.
6. Degremont, (1989). *Mémento technique de l'eau*. Edition du cinquantenaire, Paris, France.
7. Desjardins C. (1999). *Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (ACTIFEO) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test*. Mémoire de Maîtrise Es Sciences Appliquées (Génie Civil), Département Des Génies Civil, Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.
8. Hernández De Leon H. R. (2006). *Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable*. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France.
9. Amirtharajah A., O'Mella C. R. (1990). *Coagulation Processes: Destabilisation, Mixing, and Flocculation*. Chapitre 4, **Water quality and Treatment: a Handbook of community Water Supplies**. A WWA. 4th edition, 269-365.
10. Masschelein W.J., (1999). *Processus unitaires du traitement de l'eau potable*. Cebedoc.
11. Tchobanoglous G., Schroeder E. D. (1987). *Water Quality*. Addison-Wesley Publishing Company, Reading Massachussets: 768.
12. Onesippe C. (2005). *Etude des systèmes polyélectrolytes/Tensioactif en phase aqueuse et l'interface liquide*. Application à l'élaboration de microcapsules. Thèse de doctorat, Ecole Doctorale : Science chimiques et physique, Université de Montpellier II, France.
13. 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, Canada.
14. Lind (1994). *Coagulation Control and Optimization*. Part 1, Public Works.
15. Bontoux J. (1993). *Introduction à l'étude des eaux douces*, édition CEBEDOC.

16. **Abid A. (2009).** *Valorisation d'un nouveau bio flocculant (extrait de cactus) dans le traitement physico-chimique des rejets liquides chargés en cuivre, en zinc et en matière en suspension*, **Revue des Energies Renouvelables Vol. 12 N°2 (2009) 321 – 330.**
17. **Lagaly G. (1993).** *From Clay Mineral Crystals to Colloidal Clay Mineral Dispersions in Coagulation and Flocculation* (Cobias, B. eds) 427-494. **Marcel Dekker Inc: New York, USA.**
18. **Meyssami B., Kasaeian A. B. (2005).** *Use of coagulations in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation.* **Bioresource Technology 96: 303-307.**
19. *Normes Algériennes de la potabilité de l'eau,*
20. **Ouali M. S. (2008).** *Procédés unitaires biologiques et traitement des eaux*, **Watmed2-Marrakech, 14-17,**
21. **Cros A. & Arribet G. (2006).** *Initiation à la chimie moderne,*
22. **Rodier J. (2009).** *L'analyse de l'eau, 9^{ème} édition.* (Dunod eds) **1394p,**
23. **Bouhireb A.** *Transfert d'eau de Taksebt vers Alger et Boumerdès*, **Journal Liberté du 12/04/2007.**
24. **www.wikipedia.com**

ANNEXES

Annexe 1 : Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 40rpm

Concentration $Al_2(SO_4)_3$ (mg/L)	Abattement 10mn (%)	Abattement 15mn (%)	Abattement 30mn (%)
1	61,13207547	65,01886792	83,43396226
2	70,86614173	82,20472441	90,23622047
3	78,81422925	85,84980237	90,11857708
4	86,39215686	90,78431373	94,11764706
5	81,27737226	92,48175182	94,45255474
6	86,58914729	95,27131783	95,93023256
7	84,01515152	91,09848485	93,78787879
8	85,3875969	90,54263566	94,41860465
9	85,41984733	90,41984733	94,84732824
10	87,6953125	92,2265625	93,28125
11	90,03891051	94,74708171	93,65758755
12	88,99224806	92,05426357	93,41085271

Annexe 2 : Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $FeCl_3$ à vitesse 40rpm

Concentration $FeCl_3$ (mg/L)	Abattement 10mn (%)	Abattement 15mn (%)	Abattement 30mn (%)
1	52,69230769	70,30769231	85,80769231
2	76,32107023	82,94314381	93,14381271
3	84,77508651	88,26989619	93,14878893
4	89,58188153	93,31010453	96,96864111
5	90,11857708	92,80632411	96,99604743
6	91,02272727	95,03787879	97,5

Annexe 3 : Abatement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de Cactus à vitesse 40rpm

Concentration cactus (mg/L)	Abatement 10mn (%)	Abatement 15mn (%)	Abatement 30mn (%)
0,02	63,7450199	77,8087649	88,0478088
0,05	65,255814	82,7906977	87,8604651
0,07	65,0462963	76,8518519	82,8240741
0,09	73,1718062	85,1982379	87,5770925
0,12	76,8240343	86,0515021	87,5965665
0,14	77,7446809	89,4468085	90,5957447
0,23	61,8881119	66,3286713	75,6993007
0,47	61,7748918	65,3246753	70,6926407
0,7	60	67,2093023	72,3255814
0,94	71,6742081	75,3846154	79,7737557
1,18	68,0161943	74,6963563	80,6882591
1,42	72	75,1818182	81,8181818
2,36	27,0916335	43,4262948	69,8804781
4,72	32,1568627	50,9803922	68,5490196
7,08	44,3089431	52,4390244	68,8211382
9,44	41,350211	42,6160338	67,0886076
11,8	34,2205323	41,0646388	67,9847909
14,16	33,7254902	40	61,8039216

Annexe 4 : Abatement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm

Concentration $Al_2(SO_4)_3$ (mg/L)	Abatement 10mn (%)	Abatement 15mn (%)	Abatement 30mn (%)
1	20,4152249	42,2145329	75,8477509
2	62,1118012	71,7080745	88,0434783
3	62,2377622	73,1818182	86,1538462
4	85,122807	88,245614	92,8421053
5	87,2118959	88,9591078	93,2342007
6	88,4883721	89,5348837	94,6899225
7	92,6356589	92,8682171	92,8682171
8	94,5564516	95,6854839	95,6854839
9	95,7421875	95,8203125	95,8203125
10	96,1832061	96,0305344	96,0305344
11	95,8333333	97,1212121	97,1212121
12	97,1223022	97,2661871	97,2661871

Annexe 5: Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de FeCl₃ à vitesse 30rpm

Concentration FeCl ₃ (mg/L)	Abattement 10mn (%)	Abattement 15mn (%)	Abattement 30mn (%)
1	82,5339367	89,0497738	95,2036199
2	86,3063063	87,3423423	95,945946
3	96,2809917	96,8181818	97,4793388
4	95,8078603	97,0305677	97,2052402
5	96,5777778	97,0666667	97,6444444
6	97,5527426	97,8059072	97,7637131
7	92,8338762	95,3094463	96,0912052
8	92,8382838	95,6765677	96,2706271
9	92,9900332	95,3820598	97,7408638
10	96,509434	96,7610063	98,2704403
11	94,0584416	96,2012987	97,3051948
12	95,7792208	96,5909091	97,4025974

Annexe 6: Abattement de la turbidité de l'eau de robinet en fonction de la dose de Cactus à vitesse 30rpm

Concentration cactus (mg/L)	Abattement 10mn(%)	Abattement 15mn(%)	Abattement 30mn (%)
0,02	70,4977376	76,9230769	85,0678733
0,05	80,9009009	81,2162162	83,018018
0,07	78,1081081	85,6306306	86,6666667
0,09	82,489083	86,6812227	84,8034934
0,12	83,2	86,6222222	85,2444444
0,14	88,722467	90,1762115	90,660793
0,23	54,3568465	62,2406639	81,5767635
0,47	57,9545455	62,9924242	84,5075758
0,7	78,4090909	81,8560606	84,0151515
0,94	72,9122807	88,1403509	87,2631579
1,18	75,8803987	78,0066445	85,9136213
1,42	72,3758865	75,5319149	83,2624113
2,36	29,8642534	46,6063348	63,5746606
4,72	47,2972973	61,4414414	65,9009009
7,08	47,107438	54,1322314	65,1239669
9,44	55,8951965	62,6200873	67,4235808
11,8	73,2444444	71,6	73,2
14,16	55,8704453	57,4898785	62,7530364

Annexe 7: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction de la dose de $Al_2(SO_4)_3$ à vitesse 30rpm

Concentration $Al_2(SO_4)_3$ (mg/L)	Turbidité 10mn (%)	Turbidité 15mn (%)	Turbidité 30mn (%)
0	1,09	1,09	1,09
1	0,68	0,63	0,41
2	0,6	0,44	0,42
3	0,52	0,42	0,38
4	0,73	0,56	0,55
5	0,73	0,66	0,62
6	0,75	0,62	0,52
7	0,56	0,52	0,44
8	0,96	1,11	0,41
9	0,68	0,66	0,51
10	0,48	0,73	0,57
11	0,41	0,66	0,32
12	0,44	0,75	0,37

Annexe 8: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction de la dose de coagulant chimique à vitesse 30rpm

Volume coagulant (mL)	Turbidité $Al_2(SO_4)_3$ (NTU)	Turbidité $FeCl_3$ (NTU)
0	1,09	1,09
1	0,41	0,75
2	0,42	0,83
3	0,38	0,89
4	0,55	0,8
5	0,62	0,7
6	0,52	0,54
7	0,44	0,44
8	0,41	0,46
9	0,51	0,43
10	0,57	0,51
11	0,32	0,5
12	0,37	0,48

Annexe 9: Variation de la turbidité résiduelle de l'eau de barrage en fonction du pH

pH	Alun + cactus (10^{-3})	Fer + cactus (10^{-3})
4,5	0,83	2,58
5	0,86	0,89
5,5	0,33	0,79
6	0,32	0,77
6,5	0,33	0,49
7	0,29	0,52
7,5	0,34	0,56
8	2,59	0,57
8,5	10,9	0,72
9	29,3	2,30
9,5	2,37	1,84
10	4,36	0,99

ملخص

دراستنا تتمثل في تقدير فعالية مستخلص الكاكتوس كعامل تجمع- تخثر في معالجة مياه سد "تكسبت" مقارنة مع عوامل تخثير كيميائية كلاسيكية (كلورور الحديد و سلفات الألومنيوم). ولذلك، تمت الدراسة أولاً على مياه مضافة بالبنتونيت . قدرت هذه الفعالية بقياس التكدر المتبقي للماء العائم وذلك من أجل عوامل عدة والمتمثلة في وقت الترسيب، سرعة الخلط، تركيز عوامل التخثير، وكذا قوة هيدروجين الخليط . تظهر النتائج المتحصل عليها فعالية الكاكتوس التي تزداد بخلط عوامل التخثير الكيميائية الكلاسيكية مع الطبيعية.

: **الكلمات المفتاحية** الكاكتوس، تخثر، تجمع، معالجة مياه السدود.

Résumé

Notre étude consiste à évaluer l'efficacité de l'extrait de cactus comme agent coagulant-floculant dans le traitement des eaux du barrage de Taksebt en comparaison avec des coagulants chimiques classiques (chlorure de fer et sulfate d'aluminium). Pour cela, l'étude s'est d'abord effectuée sur de l'eau de robinet additionnée de bentonite. Cette efficacité a été évaluée par la mesure de la turbidité résiduelle du surnageant de l'eau traitée pour divers paramètres, à savoir, le temps de décantation, la vitesse d'agitation, la concentration du coagulant-floculant et le pH. Les résultats obtenus mettent en évidence l'efficacité du cactus et montrent qu'elle s'améliore en faisant des mélanges coagulant chimique – biocoagulant.

Mots clés: cactus, coagulation, floculation, traitement des eaux de barrage.

Abstract

Our study consists in estimating the efficiency of the extract of cactus as coagulating-flocculating agent in the water treatment of the dam of Taksebt in comparison with classic chemical coagulants (iron chloride and sulfate of alumina). For that purpose, the study was made at first on some water of faucet added by bentonite. This efficiency was estimated by the measure of the residual turbidity of float water treated for diverse parameters, namely, the weather of settling, the speed of excitement, the concentration of the coagulant - flocculent and the pH. The obtained results bring to light the efficiency of the cactus and show that it improves by making mixtures chemical coagulant – bio-coagulant.

Keywords: cactus, coagulation, flocculation, water treatment of dam.