

# REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



ECOLE NATIONNALE POLYTECHNIQUE

Laboratoire des Biotechnologies Environnementales  
et Génie des Procédés (BIOGEP)



## Mémoire de Magister

en ingénierie et environnement

Option : Gestion et Protection de l'Environnement

Présenté par :

**FEDALA Naziha**

**Intitulé**

***Utilisation des composés végétaux pour le traitement des eaux***

**Soutenu publiquement le 27/09/2012 devant le jury composé de :**

	<b>Nom</b>	<b>Prénom</b>	<b>Grade</b>	<b>Etablissement</b>
Président :	Mr. BENYOUSSEF	El Hadi	Professeur	ENP
Rapporteur :	Mr. DROUCHE	Madani	Professeur	ENP
Examineurs :	Mr. GRIB	Hocine	MCA	ENP
	Mr. LOUNICI	Hakim	Professeur	U-Bouira

**ENP 2012**

# Remerciements

Ce travail a été réalisé au Laboratoire des Biotechnologies Environnementales et Génie des procédés de l'Ecole Nationale Polytechnique (BIOGEP/ENP).

J'adresse mes plus sincères remerciements à mon directeur de recherche, le Professeur DROUCHE Madani, pour ses encouragements et pour le temps précieux qu'il m'a consacré toutes les fois que cela était nécessaire, pour m'avoir fait bénéficier de son expérience, pour ses conseils sans réserve depuis le début du Magister, pour m'avoir initié avec rigueur et enthousiasme, à la recherche scientifique, et ses grandes qualités humaines.

Il m'est tout particulièrement agréable d'exprimer mes plus sincères remerciements au Professeur LOUNICI Hakim, qui a bien accepté de superviser mon travail et qui n'a cessé de prodiguer ses conseils judicieux et permanents qui m'ont été d'une aide précieuse, aussi pour le temps et la grande patience dont il a su faire preuve malgré ses charges académiques et professionnelles pour perfectionner ce document, sans oublier son intervention pour me faciliter les démarches administratives de mon inscription. Qu'il trouve ici le témoignage de ma vive reconnaissance et ma profonde gratitude.

Ma reconnaissance respectueuse ira au professeur BENYOUSSEF El Hadi, pour m'avoir fait profiter de ses connaissances, ses idées et conseils, pour sa disponibilité, ses grandes qualités humaines, et d'avoir bien accepté de présider ce jury.

Que Monsieur GRIB Hocine, Directeur du laboratoire BIOGEP, trouve ici le témoignage de ma sincère gratitude pour l'honneur qu'il m'a fait en acceptant d'examiner ce mémoire, pour son aide et ses conseils tout au long de la réalisation de ce travail.

Je tiens également à remercier très chaleureusement les professeurs de l'ECOLE DOCTORALE : INGENIERIE ET ENVIRONNEMENT. Notamment madame la Professeur ABDI Nadia, pour ses fructueux conseils, son suivi constant, et ses grandes qualités humaines. A madame la Professeur ADOUR Lydia, pour ses orientations enrichissantes.

A Monsieur le professeur MAMERI Nabil, fondateur du Laboratoire BIOGEP, et A Monsieur le professeur BALI Abdelrahim, ainsi qu'à l'ensemble des enseignants chercheurs pour leurs précieux conseils, leurs encouragements et pour leurs efforts fournis quant à la réussite de cette formation.

Sans oublier de remercier Monsieur AHMED ZAYAD Toudert, pour sa disponibilité et son aide sur le plan technique et scientifique.

Nous remercions le personnel de la SEAAL de Ben Omar et de la station de traitement de Boudouaou, notamment Messieurs BOUALI Rachid et BOUMCHEDDA Rachid, pour leur coopération et leur approvisionnement en eau de barrage de Mazafran.

A toute personne ayant contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail, et qu'elle trouve ici l'expression de ma profonde gratitude.



# Dédicaces

À mes parents, à qui je dois tout ce que je suis. Pour m'avoir soutenu sans relâche tout le long de mes études, pour avoir été toujours présent, pour l'amour que vous m'avez toujours porté.

A mon cher frère Farouk et ma chère sœur Asma, pour votre amour, patience, et encouragement.

À toute ma famille.

À tous ceux qui me sont chers.



# Sommaire

Introduction générale.....	1
----------------------------	---

## Partie bibliographique

### Chapitre I: Généralités sur les eaux de surface

I.1 Principaux types de pollutions de l'eau.....	3
I.2.1 La pollution chimique.....	3
I.2.2 La pollution microbiologique.....	3
I.2.3 Procédés classiques de dépollution de l'eau.....	3
I.3 Chaîne élémentaire de production d'eau potable.....	6
I.3.1 Prétraitement.....	7
I.3.2 Préoxydation.....	7
I.3.3 Clarification.....	8
I.3.4 Oxydation-Désinfection.....	9
I.3.5 Affinage.....	10
I.4 Les paramètres de qualité des eaux de surface.....	10
I.4.1 Les paramètres physico-chimiques.....	10
I.4.2 Les paramètres biologiques.....	12

### Chapitre II: La coagulation–floculation

II.1 Les particules mis en jeu.....	13
II.2.1 Théorie de la double couche.....	14
II.3 Coagulation-floculation.....	15
II.3.1 Coagulation.....	16
II.3.2 Floculation.....	20
II.3.3 Coagulants utilisés.....	22
II.3.4 Aides-coagulants ou adjuvants de floculation.....	23
II.3.5 Polyélectrolytes en solution.....	24

## Partie expérimentale

### Chapitre III: Matériel et méthodes

III.1 Préparation du jus de cactus .....	25
III.2 Caractérisation du jus de cactus .....	25
III.3 Les analyses physico-chimiques de l'eau.....	26
III.4 Tests de coagulation-floculation (Jar test) .....	26
III.5 Préparation de la suspension turbide à base de bentonite .....	29
III.6 Mesure de la turbidité.....	30
III.7 Optimisation des conditions opératoires .....	31

### Chapitre IV : Résultats et discussion

IV.1 Caractérisation physico-chimique des eaux de barrage.....	32
IV.2 Caractérisation du biofloculant.....	34
IV.2.1 Spectre infrarouge du biofloculant.....	34
IV.2.2 Spectres UV-Visible du biofloculant .....	35
IV.2.3 Analyse du biofloculant par MEB .....	35
IV.2.4 Composition du biofloculant.....	37
IV.3 Essais de traitement par jar test .....	39
IV.3.1 Influence de la dose du coagulant.....	39
IV.3.2 Influence du temps de décantation.....	43
IV.3.4 Utilisation du Sulfate d'aluminium seule -Eau de synthèse-.....	56
IV.3.5 Utilisation du Sulfate d'aluminium combiné au jus de cactus -Eau de synthèse- ..	57
IV.3.6 Utilisation du sulfate d'aluminium seule -Barrage de Taksebt-.....	59
IV.3.7 Utilisation du sulfate d'aluminium – Barrage de Mazafran-.....	60
IV.4 Variation des paramètres de qualité de l'eau.....	60
Conclusion générale .....	62

Références bibliographiques

Annexes

## Symboles et abréviations

<b>Symbole</b>	<b>Désignation</b>
Abs	Absorbance
Alum	Sulfate d'aluminium
COT	Carbone Organique Totale (mg/L)
cSt	Centistokes
DCO	Demande chimique en oxygène (mgO <sub>2</sub> /L)
DPD	Sulfate de N, N – diéthylphénylène – 1.4 diamine
EDTA	Ethylènediaminetétraacétique
M	Masse molaire (g/mol)
MES	Matières en suspension (mg/l)
MON	Matière organique naturelle
NTU	Nephelometric Turbidity Unit = Unité de Turbidité Néphélométrique
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONU	Organisation des nations unies
PM	Poids moléculaire
Poly	Polyélectrolyte synthétique
Rpm	Rotations (tours) par minute
t	Temps de contact (min)
TAC	Titre Alcalimétrique Complet (mg/l CaCO <sub>3</sub> )
TDS	Total dissolved solids= matières solides dissoutes totales
TH	Titre hydrotimétrique ou dureté totale (mg /l CaCO <sub>3</sub> )
Turb	Turbidité (NTU)
UV	Ultraviolet

## Liste des figures

Figure I.1 Station de production d'eau potable	6
Figure II.2 : Temps de décantation des particules	13
Figure II.3 : Potentiel électrique de particules colloïdales	15
Figure II.4 : Coagulation-floculation	16
Figure II.5 : Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule	17
Figure II.6 : Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation	18
Figure II.7 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères	19
Figure II.8 : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation	23
Figure III.1 : Flocculateur (Jar test)	26
Figure IV.1 : Spectre infrarouge du bioflocculant	34
Figure IV.2 : Microscope électronique à balayage du jus de cactus sous ses deux formes liquide et solide	36
Figure IV.3 : Turbidité résiduelle en fonction de la dose du bioflocculant de l'eau synthétique.	40
Figure IV.4 : Turbidité en fonction des doses du bioflocculant pour différents temps de décantation. Barrage de Taksebt.	41
Figure IV.5 : Turbidité en fonction des doses du bioflocculant pour différents temps de décantation. Barrage de Mazafran.	42
Figure IV.6 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du bioflocculant de l'eau synthétique.	43
Figure IV.7 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du bioflocculant.	44
Figure IV.8 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du jus de cactus et du coagulant chimique.	45
Figure IV.9 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du jus de cactus et une concentration du coagulant chimique de (a) 0,5mg/l, (b) 1 mg/l, (c) 2 mg/l, (d) 3 mg/l et (e) 4 mg/l. Barrage de Mazafran.	47
Figure IV.10 : Floes formés lors de l'application du flocculant de synthèse	48
Figure IV.11 : Turbidité en fonction du pH, pour différents temps de décantation et une dose du bioflocculant de (a) 0,2 mg/l, (b) 0,4 mg/l, (c) 0,6 mg/l, (d) 0,8 mg/l et (e) 1 mg/l. Eau synthétique.	50
Figure IV.12 : Turbidité en fonction du pH, pour différents temps de décantation et une dose variable du bioflocculant. Barrage de Taksebt.	52



Figure IV.13 : Turbidité résiduelle en fonction du pH, pour différents temps de décantation et de doses de biofloculant (a) 0,2 mg/l ; 0,4 mg/l ; 0,6 mg/l ; 1 mg/l et 1,2 mg/l. Barrage de Mazafran.	55
Figure IV.14 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Agitation à 40 rpm pendant 30min.	56
Figure IV.15 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Agitation à 40 rpm pendant 30min.	57
Figure IV.16 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium combiné au jus de cactus à plusieurs doses.	58
Figure IV.17 : Flocs formés lors de l'utilisation du jus de cactus et du coagulant chimique.	59
Figure IV.18 : Turbidité en fonction de la dose du sulfate d'aluminium.	59
Figure IV.19 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium.	60
Figure IV.20 : Variation de la conductivité de l'eau brute traitée avec le biofloculant.	61
Figure IV.21 : Variation de la densité optique à 254 nm de l'eau brute traitée avec le biofloculant.	61

## Liste des tableaux

Tableau II.1 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer	22
Tableau III.1: Caractérisation physico-chimique du biofloculant	25
Tableau III.2 : Les méthodes analytiques normalisées mises en œuvre au cours de l'étude	27
Tableau III. 3 : Analyses chimique de la bentonite utilisée	30
Tableau IV.1 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de barrage de Taksebt et de Mazafran	33
Tableau IV.2 : Composition physico-chimique du jus de cactus	37

## ملخص:

يكمن بحثنا هذا في دراسة عصير الهندي كعامل تخثر-تجمع في معالجة ماء مكدّر بالطين، من أجل ذلك استعملنا عصير الهندي مصدره الهندي.

تم استعمال عصير الهندي كمخثر. قدرت جودة التخثر-التجمع- و نوعية الماء المعالج من خلال قياس التكدّر المتبقي، درجة الحموضة، امصاص الأشعة فوق البنفسجية، الناقلية.

النتائج المحصل عليها تظهر فعالية مختلف محاليل عصير الهندي مع نتائج أفضل في المياه الأكثر تعكرا.

و علاوة على ذلك تم مقارنة فعالية المخثر الطبيعي مع المخثر الاصطناعي، النتائج كانت متقاربة جدا.

الكلمات الأساسية: عصير الهندي، التخثر، التجمع، علاج مياه السد.

---

## Résumé :

Notre investigation consiste à étudier l'efficacité du jus de cactus comme agent coagulant-floculant dans le traitement d'une eau turbide à base de bentonite et des eaux de barrage. Le biocoagulant a été testé comme coagulant primaire, comme aide coagulant. La performance de la coagulation-floculation sur la qualité de l'eau traitée, a été évaluée par les mesures de la turbidité résiduelle, du pH, de l'absorbance UV à 254nm, de la conductivité.

Les résultats obtenus montrent l'efficacité des différentes solutions du jus de cactus, avec un meilleur abattement de 0,5 NTU pour l'eau la plus turbide, riche en MES pour une dose de biofloculant de 0,2 mg/L. Par ailleurs, la performance du biocoagulant a été comparée à celle du coagulant synthétique (sulfate d'aluminium). Les résultats sont très rapprochés.

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

---

## Abstrat :

Our investigation consists to study the efficiency of Opuntia as coagulant-flocculant agent in the treatment of turbid water using the bentonite and waters coming from a dam which differ mainly by turbidity.

The performance of coagulation-flocculation and the quality of treated water was evaluated by measuring the residual turbidity, pH, absorbance UV à 254nm, and the conductivity.

The results showed the effectiveness of different solutions of Opuntia with the best removal of 0,5 NTU for the most turbid water, rich of MES by using 0,2 mg/L of cactus concentration. Moreover, the performance of biocoagulant was compared to that of synthetic coagulant (alum). The results are very close.

**Keywords:** Opuntia, coagulation-flocculation, water treatment dam.

# Introduction générale

Depuis toujours l'eau est indissociable de l'activité humaine. Elle est le principal constituant des êtres vivants et l'élément indispensable à toute forme de vie. Sa disponibilité ainsi que son abondance jouent un rôle fondamental dans le développement et l'évolution des sociétés. Bien que l'eau soit la substance la plus présente de la Terre, elle n'est constituée qu'à hauteur de 2,53% d'eau douce, le reste étant de l'eau de mer. Les 2/3 de cette eau douce sont en outre immobilisées dans les glaciers et les neiges. Il existe une grande disparité dans le monde par rapport à l'accès à l'eau. Selon l'ONU, un habitant sur cinq n'a pas accès à l'eau potable, dont 30 millions sur le pourtour méditerranéen.

Les phénomènes qui contribuent à la dégradation de la qualité de l'eau et par suite à la perturbation de tout l'écosystème se multiplient et s'intensifient.

Le développement industriel, agricole et urbain est accompagné inévitablement par des problèmes de pollution de l'environnement aquatique. En effet, du fait de l'activité humaine, plusieurs milliers de substances chimiques arrivent à la mer ou dans les cours d'eaux, les lacs, ou encore les nappes phréatiques, l'eau se retrouve ainsi polluée.

Dans ce contexte, les ressources en eau sur terre étant limitées, la problématique de la dépollution de l'eau gagne en importance, d'autant plus que les normes de la réglementation concernant l'eau potable sont de plus en plus strictes.

Les techniques de traitement des eaux, usées ou potables, sont souvent coûteuses. Elles nécessitent des produits chimiques qui peuvent être néfastes pour la santé et l'environnement, ou encore ne sont pas disponibles localement.

De ce fait, de nouvelles techniques, plus durables et adaptées à des traitements à petite échelle ou pour les pays en voie de développement, doivent être développées.

L'industrie de l'eau est soumise à une pression croissante pour produire une eau potable de meilleure qualité au plus faible coût.

Dans ce travail nous nous sommes intéressés à l'utilisation du jus de cactus pour pallier aux problèmes causés par les coagulants chimiques et pour réduire les coûts engendrés par le traitement conventionnel, tout en essayant de valoriser un produit naturel du terroir.

Dans la première partie, nous présentons une mise au point bibliographique. Le premier chapitre, présente des généralités sur les eaux de surface qui concernent les propriétés de l'eau, la classification des eaux naturelles ainsi que les principales analyses élémentaires de l'eau 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 différents paramètres physicochimiques influençant le bon fonctionnement du procédé.

Le troisième chapitre est consacré aux techniques expérimentales adoptées et au matériel utilisé, relatif à l'utilisation du jus de cactus dans le processus de coagulation-floculation des eaux turbides.

Les résultats expérimentaux, les interprétations et discussion sont exposés dans le quatrième chapitre. Nous terminons notre mémoire par une conclusion générale.

# **Partie bibliographique**

# **Chapitre I**

## **Généralités sur les eaux de surface**

Actuellement la demande en eau, ressource vitale et altérable, est de plus en plus importante à cause des besoins liés aux activités domestiques, industrielles et agricoles, voire des aléas climatiques liés à la sécheresse.

## **I.1 Principaux types de pollutions de l'eau**

La pollution de l'eau est une altération qui rend son utilisation dangereuse et/ou perturbe la vie aquatique. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et les eaux souterraines. Les origines de la pollution des eaux sont variées et intimement liées aux activités humaines : pollutions domestiques, urbaines, industrielles et agricoles. Les principales manifestations de la pollution des eaux de surface sont de nature chimique ou biologique et peuvent être pathogènes pour l'homme.

### **I.2.1 La pollution chimique**

L'utilisation excessive d'engrais pour l'agriculture et l'élevage apporte une présence d'azote et de phosphore en quantité excessive dans les cours d'eau. Les algues de surface prolifèrent rapidement entraînant une diminution de la luminosité et surtout une consommation importante d'oxygène dissous dans l'eau ; c'est le phénomène d'eutrophisation. L'oxygène n'est alors plus en quantité suffisante pour les organismes supérieurs.

Les métaux lourds, ayant une densité supérieure à 5 g/cm<sup>3</sup> (plomb, mercure, cadmium...) ne sont pas dégradables par voies chimique et biologique. Ils forment une famille de polluants très dangereux : absorbés par les plantes ou les animaux, ils s'accumulent et se concentrent tout au long de la chaîne alimentaire (Jenkins et al., 1996).

### **I.2.2 La pollution microbiologique**

L'eau peut contenir des micro-organismes pathogènes tels que les bactéries (Salmonella, Streptocoques), les virus (hépatite A) et les protozoaires (Toxoplasma, Cryptosporidium) (Yanget al., 2009). La pollution microbiologique a souvent pour source des eaux usées improprement traitées ou des eaux de ruissellement provenant d'installations d'élevage et se déversant dans les cours d'eau.

### **I.2.3 Procédés classiques de dépollution de l'eau**

Pour atteindre la qualité conforme à la réglementation à partir d'une eau brute, il est nécessaire de mettre en place des traitements efficaces et multiples. Ils forment une chaîne de traitement, plus ou moins sophistiquée qui doit être évolutive étant donné que les caractéristiques de l'eau à traiter ainsi que les exigences normatives sont susceptibles d'être



modifiées. Les méthodes utilisées sont classées selon 3 catégories principales : les procédés physiques, biologiques et chimiques.

### **I.2.3.1 Les procédés physiques**

Des opérations physiques ou mécaniques permettent un prétraitement de l'eau brute.

**L'adsorption sur charbon actif** est très répandue. Le charbon est dit actif après avoir subi diverses opérations telles que la pyrolyse. Ces opérations permettent de le rendre poreux (surface spécifique de 700 à 1500 m<sup>2</sup>/g) et d'augmenter sa surface d'échange avec l'eau (Tongpool, 2008).

De nombreux adsorbants sont retenus par le charbon ainsi transformé. Ses propriétés ont été largement utilisées pour la purification de l'air et la dépollution des eaux potables, en particulier pour le traitement des polluants organiques et inorganiques (Liet al., 2005 ; Ranjit , 1997). Des études ont aussi montré qu'il est possible d'immobiliser des ions métalliques tels que le cuivre, le zinc, le cadmium ou le chrome (Zhanget al., 1998 ; Liuet al., 2009).

#### **Les technologies membranaires**

Elles permettent la séparation de particules, de molécules ou d'ions. La membrane est constituée d'une couche mince (de dix à quelques centaines de microns) d'une matière permettant l'arrêt ou le passage sélectif de substances sous l'action d'une force motrice de transfert. Cette force peut provenir de la convection ou de la diffusion des molécules induites par un gradient de champ électrique, de concentration, de pression ou encore de température (Xuet al., 2008).

La nature de la membrane varie et son application à la dépollution de l'eau en dépend fortement : il existe des membranes poreuses (microfiltration: pores de 0,05 à 10 µm, ultrafiltration: pores de 1 à 100 nm, nanofiltration: pores de 1 à 2 nm), des membranes denses (osmose inverse) ou encore des membranes échangeuses d'ions. Le procédé d'osmose inverse est utilisé pour le dessalement de l'eau de mer et la production d'eau ultra-pure (Hamadani et al., 2009). Les autres procédés membranaires sont souvent couplés à d'autres techniques (biologiques, chimiques) de dépollution et sont utilisés en tant que pré ou post traitement (Ohno et al., 2004 ; Wanget al., 2003).

### **I.2.3.2 Les procédés biologiques**

Les procédés d'épuration par voie biologique sont communément utilisés en particulier pour le traitement des eaux résiduaires urbaines. Le traitement des contaminants repose sur l'utilisation de microorganismes qui dégradent les polluants organiques en composés moins toxiques ou les minéralisent en dioxyde de carbone, eau et sels inorganiques.

Ces techniques peuvent être utilisées in situ ou ex-situ à travers des bioréacteurs sous des conditions aérobies ou anaérobies (Kumbharet al., 2005). Le traitement in situ présente de nombreux avantages en termes de simplicité, de coût et d'efficacité (Adanet al., 2007). Au sein d'une station d'épuration, il est souvent utilisé en aval des procédés physiques. Un bioréacteur est un système dans lequel la dégradation biologique des contaminants est effectuée ex-situ selon des paramètres (température, pH, aération, agitation) bien définis et contrôlés.

Par ce procédé, il a été rapporté dans la littérature de nombreux cas réussis de traitement d'eau contaminée par divers polluants chimiques telles que les perchlorates (Tonget al., 2008), les bromates (Navioet al., 1999), les hydrocarbures chlorés (Di Paolaet al., 2002) ou encore les hydrocarbures aromatiques polycycliques (Liet al., 2008). Les principaux inconvénients des bioréacteurs sont l'apport d'énergie nécessaire et le pompage de l'eau à traiter. Ces procédés ne sont pas toujours applicables sur les effluents industriels en raison des fortes concentrations de polluants, de la toxicité ou de la très faible biodégradabilité.

### I.2.3.3 Les procédés chimiques

Les traitements chimiques peuvent être classés selon 2 groupes, qui sont :

- les méthodes de récupération qui consistent à précipiter, complexer ou coaguler,
- les méthodes d'oxydation.

#### I.2.3.3.1 Les méthodes de récupération

- **La clarification** par «coagulation-floculation-décantation » est un des procédés les plus utilisés. Il permet l'élimination des matières en suspension. Les matières colloïdales sont coagulées par un apport en sels minéraux (fer ou aluminium).

Il y a formation de floccs qui entraînent les particules coagulées. Le mode d'action des coagulants a fait l'objet d'un grand nombre de recherches destinées à améliorer le rendement d'élimination des composés organiques (Wanget al., 2006 ; Nagaveniet al., 2004).

- **La précipitation** par ajout d'un agent chimique permet de rendre insoluble l'espèce chimique à traiter qui peut être ensuite récupérée par filtration. Par exemple, le phosphore difficilement dégradable par voie biologique, est précipité sous forme de phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) à l'aide de sels de fer (III) ou d'aluminium (III) (Marquiéet al., 1997). Il peut aussi être adsorbé par les hydroxydes d'aluminium.

### I.2.3.3.2 Les méthodes d'oxydation classique

La chloration et l'ozonation constituent les 2 voies majeures d'oxydation classique. Elles sont surtout appliquées à la désinfection, étape commune à tous les traitements de l'eau. Le chlore et l'ozone agissent sur les métaux, les matières organiques et inactivent les bactéries.

### I.3 Chaîne élémentaire de production d'eau potable

Les eaux à visée de potabilisation pour la consommation humaine sont de différentes natures. Les eaux souterraines constituent 22 % des réserves d'eau douce soit environ 1000 milliards de m<sup>3</sup> (Cardot, 1999). Elles sont généralement d'excellente qualité physico-chimique et bactériologique. Néanmoins, les terrains traversés influent fortement sur la minéralisation de ces eaux. Les eaux de surface se répartissent en eaux courantes ou stockées (stagnantes). Elles sont généralement riches en gaz dissous, en matières en suspension et organiques, ainsi qu'en plancton. Elles sont très sensibles à la pollution minérale et organique de type nitrate et pesticide d'origine agricole.

Le principal objectif d'une station de production d'eau potable est de fournir un produit qui satisfait à un ensemble de normes de qualité à un prix raisonnable pour le consommateur. Pour atteindre l'objectif souhaité, l'exploitant devra d'une part respecter certains principes élémentaires pour assurer le contrôle du processus de traitement et le contrôle de l'eau traitée, et d'autre part disposer d'un certain nombre de moyens techniques et humains (Valentin, 2000).

Nous allons présenter, les caractéristiques générales d'une usine de production d'eau potable, la plus complète et la plus courante. La figure I.1 représente une filière typique de potabilisation appliquée à une eau de surface. Elle comporte des traitements à large spectre d'action tels que prétraitement, oxydation, clarification, désinfection et affinage.

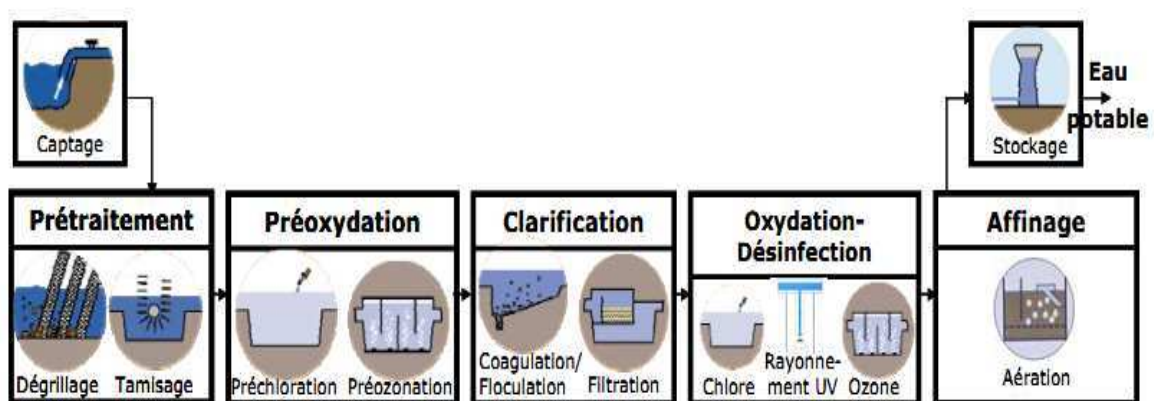


Figure I. 1 Station de production d'eau potable

### I.3.1 Prétraitement

Une eau, avant d'être traitée, doit être débarrassée de la plus grande quantité possible d'éléments dont la nature et la dimension constitueraient une gêne pour les traitements ultérieurs. Pour cela, des prétraitements de l'eau de surface sont effectués (CIDF-L des Eaux, 2000). Dans le cas d'une eau potable, les prétraitements sont principalement de deux types :

- le dégrillage,
- le tamisage.

Le dégrillage, premier poste de traitement, permet de protéger les ouvrages en aval de l'arrivée de gros objets susceptibles de provoquer des bouchages dans les différentes unités de traitement. Ceci permet également de séparer et d'évacuer facilement les matières volumineuses charriées par l'eau brute, qui pourraient nuire à l'efficacité des traitements suivants, ou en compliquer l'exécution. Le dégrillage est avant tout destiné à l'élimination de gros objets : morceaux de bois. 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 Préoxydation

A l'issue du prétraitement, une opération d'oxydation est de rigueur. Celle-ci peut être faite de trois façons différentes (Valentin, 2000):

- ajout de Chlore (préchloration)
- ajout de dioxyde de chlore
- ajout d'ozone (préozonation)

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

Le dioxyde de chlore est un préoxydant 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.

L'ozone est un préoxydant 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 au chlore.

### **I.3.3 Clarification**

La clarification est l'ensemble des opérations permettant d'éliminer les matières en suspension (minérales et organiques) d'une eau brute ainsi que des matières organiques dissoutes. Suivant les concentrations de l'un et de l'autre des différents polluants, des opérations de plus en plus complexes allant de la simple filtration avec ou sans réactif jusqu'à la coagulation – floculation – décantation ou flottation – filtration seront appliquées (Degremont, 2005).

La clarification comprend les opérations suivantes :

- Coagulation-floculation,
- Décantation-flottation,
- Filtration

#### **I.3.3.1 Coagulation-floculation**

La coagulation est l'une des étapes les plus importantes dans le traitement des eaux de surface. 90% des usines de production d'eau potable sont concernées par cette opération. La difficulté principale est de déterminer la quantité optimale de réactif à injecter en fonction des caractéristiques de l'eau brute.

Un mauvais contrôle de ce procédé peut entraîner une augmentation importante des coûts de fonctionnement et le non-respect des objectifs de qualité en sortie. Cette opération a également une grande influence sur les opérations de décantation et de filtration ultérieures. En revanche, un contrôle efficace peut réduire les coûts de main d'œuvre et de réactifs et améliorer la conformité de la qualité de l'eau traitée.

En résumé, le contrôle de cette opération est donc essentiel pour trois raisons : 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) et la diminution des contraintes et des coûts de fonctionnement (coûts des réactifs et des interventions humaines) (Zongo, 2009).

#### **I.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, ...

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 (Zongo, 2009).

### **I.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.

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 charges augmentent fortement. Il faut alors déclencher le rétrolavage (Hernández De León, 2006).

### **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 (Degremont, 2005). Il peut cependant subsister dans l'eau quelques germes, car la désinfection n'est pas une stérilisation.

Le principe de la désinfection 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  $TC \cdot (\text{mg}\cdot\text{min}/\text{L})$ . Cette valeur varie avec les micro-organismes concernés, le type de désinfectant et la température.

Les quatre principaux désinfectants utilisés en production d'eau potable sont les suivants :

- Le chlore,
- Le dioxyde de chlore,
- L'ozone,
- Le rayonnement UV.

La concentration en oxydant est pratiquement le seul paramètre sur lequel l'opérateur peut intervenir. Il faut retenir que l'efficacité de la désinfection dépend, en partie, du suivi de la concentration en oxydant. L'évolution de la concentration en oxydant est liée à la demande

en oxydant de l'eau. Cette demande dépend de la qualité de l'eau, du pH, des températures (été et hiver), des matières organiques, et de la concentration en ammoniacque (Hernández De León, 2006).

### **I.3.5 Affinage**

Le traitement final traite de la mise à l'équilibre calco-carbonique. L'eau suit un cycle naturel dans lequel les éléments chimiques qu'elle contient évoluent (Degremont, 2005). L'eau de pluie contient naturellement du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Quand celle-ci traverse les couches d'humus, riches en acides, elle peut s'enrichir fortement en  $\text{CO}_2$ . Lors de son infiltration dans un sol calcaire, c'est-à-dire riche en carbonate de calcium ( $\text{CaCO}_3$ ), elle se charge en calcium  $\text{CaO}_2^+$  et en ions bicarbonates  $\text{HCO}_3^-$  (Hernández De León, 2006).

Il y a deux problèmes distincts : corriger une eau agressive ou bien une eau incrustante. La correction d'une eau agressive peut s'effectuer de plusieurs façons. Premièrement, le  $\text{CO}_2$  peut être éliminé par aération. Du fait de l'élimination du  $\text{CO}_2$ , le pH augmente et se rapproche du pH d'équilibre. Deuxièmement, une base peut être ajoutée à l'eau. L'ajout de base permet d'augmenter le pH et d'atteindre le pH d'équilibre. La correction d'une eau incrustante peut se faire soit par traitement direct soit en réduisant le potentiel d'entartrage par décarbonatation par un ajout d'acide.

## **I.4 Les paramètres de qualité des eaux de surface**

Le choix de ces paramètres dépend de l'objectif de traitement recherché. Les caractéristiques de l'eau sont habituellement classifiées comme physique, chimique, et biologique.

### **I.4.1 Les paramètres physico-chimiques**

Les paramètres physico-chimiques de l'eau sont innombrables, un choix judicieux de ces paramètres s'impose pour une caractérisation adéquate. Les principaux paramètres concernant les eaux de surface sont ainsi résumés.

#### **I.4.1.1 Turbidité**

La présence de particules en suspension dans l'eau, telles que l'argile, le sable ou des matières organiques, est mesurée par la turbidité. Cette dernière est une propriété optique ; la diffusion de la lumière par les particules dans l'eau donne le degré de transparence de l'eau. La turbidité des eaux naturelles est souvent plus élevée après de fortes pluies. La turbidité doit être éliminée, pour permettre une meilleure désinfection de l'eau, et une élimination des polluants adsorbés par les matières en suspension. Elle est mesurée en unités néphéométriques (NTU).

#### **I.4.1.2 Les matières en suspension (MES)**

Les matières en suspension sont des composés dont l'origine peut être minérale ou organique. A ces composés s'ajoutent les micro-organismes tels que les bactéries, planctons, algues et virus. Elles sont responsables de la turbidité et de la couleur.

La connaissance du poids et du volume de ces substances dans l'eau est nécessaire pour la détermination des dimensions des ouvrages de traitement et d'adduction.

#### **I.4.1.3 Le pH**

Le pH est un paramètre important dans le domaine du traitement des eaux. C'est la mesure de l'activité d'ions d'hydrogène dans l'eau. Il doit être compris entre 6,5 et 8,5. Au delà de ces limites, l'eau peut causer certains problèmes au niveau du réseau (corrosion dans le cas pH acide) et par delà, le consommateur (Corbitt, 1990).

#### **I.4.1.4 Les cations et les anions**

Au cours de son ruissellement ou son cheminement au sein de la croûte terrestre, l'eau attaque les sols et les roches. Une grande partie de substances minérales se trouve dissoute dans l'eau suivant des processus complexes (hydrolyse, oxydation, carbonatation,...).

Les éléments présents dans l'eau en quantité importante sont :

- pour les cations:  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ .
- pour les anions:  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ .

Ces différents éléments déterminent la minéralisation de l'eau et lui donnent son goût.

#### **I.4.1.5 Le carbone organique total (COT)**

Le COT est la teneur en carbone liée à la matière organique. La mesure de la quantité du  $\text{CO}_2$  dégagé après une oxydation complète de la matière organique donne la valeur du COT. La teneur en COT reste relativement faible dans les eaux de surface. L'analyse du carbone organique total est utilisé pour mesurer les précurseurs aux sous-produits de la désinfection, comme le chloroforme et les trihalométhanes (Singer et Chang, 1989).

#### **I.4.1.6 Minéralisation totale (Résidu Sec)**

Parmi les éléments présents dans l'eau en quantité notable, Il y'a les ions  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ . Ce sont ces éléments qui déterminent la minéralisation de l'eau. Après une évaporation à 100-105°C d'une eau débarrassée de ses matières en suspension, un résidu sec est obtenu dont le poids est presque égal à la somme des poids des ions déterminés par l'analyse chimique complète.



Le résidu sec donne une idée sur la teneur des sels minéraux présents dans l'eau. Sa valeur ne saurait dépasser  $1,5 \text{ g.L}^{-1}$  dans les eaux de surface.

#### **I.4.1.7 Résistivité**

La résistivité qui est l'inverse de la conductivité ( $\mu\text{S/cm}$ ), est liée à la quantité des ions présents et à leur mobilité en fonction de la température. Dans les solutions diluées et lorsque les corps sont totalement dissociés, la résistivité est approximativement en relation linéaire avec l'inverse de la concentration ionique. La résistivité diminue chaque fois que les sels se trouvent dissous en quantité importante dans l'eau. Elle s'exprime en  $\Omega.\text{cm}$  à une température donnée.

#### **I.4.1.8 L'alcalinité**

L'alcalinité détermine la teneur en ions hydroxydes, carbonates et bicarbonates présents dans l'eau. Elle représente respectivement l'alcalinité caustique, carbonatée et bicarbonatée.

#### **I.4.2 Les paramètres biologiques**

Les germes tests de la contamination fécale recherchée dans les eaux de boisson sont principalement: (*E. coli*, Streptocoques fécaux, *Clostridium sulfitoréducteurs*). La réglementation requiert l'absence de germes tests de contamination fécale dans tout échantillon de 100 ml d'eau analysée.

## **Chapitre II**

### **La coagulation–floculation**

Une revue des principes de base de la coagulation-floculation est nécessaire. Ces principes sont décrits dans un contexte de traitement conventionnel et porte sur les produits chimiques utilisés ainsi que sur les paramètres pouvant affecter les mécanismes réactionnels en jeu.

## II.1 Les particules mis en jeu

Les matières existantes dans l'eau peuvent se présenter sous les trois états suivants :

- état de suspension qui regroupe les plus grosses particules,
- état colloïdal,
- état dissous de sels minéraux et de molécules organiques.

Cette classification résulte de la taille des particules. Les colloïdes présentent un diamètre compris entre 1  $\mu\text{m}$  et 1 nm. Ils possèdent deux autres caractéristiques très importantes. Leur rapport surface/volume leur confère des propriétés d'adsorption des ions présents dans l'eau. Ce phénomène explique en partie l'existence de particules électriques à leur surface. Ces charges, souvent négatives, engendrent des forces de répulsion intercolloïdales (Hernández De León, 2006).

L'origine des colloïdes est très diverse par exemple : l'érosion des sols, la dissolution des substances minérales, la décomposition des matières organiques, le déversement des eaux résiduaires urbaines et industrielles ainsi que les déchets agricoles. La figure II.2 indique le temps de décantation de différentes particules en fonction de leur dimension (Hernández De León, 2006).

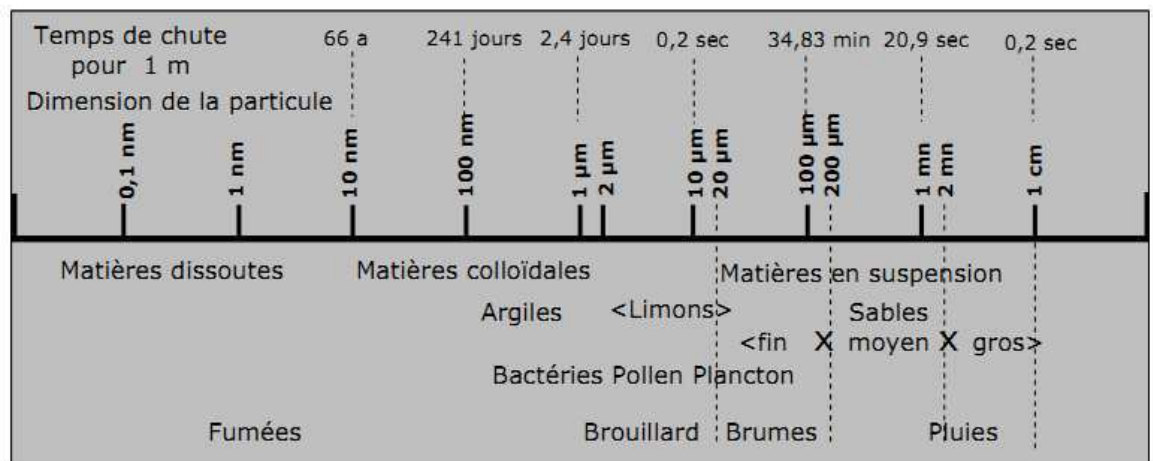


Figure II.2 : Temps de décantation des particules

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 colloïdales. La chute d'une particule dans l'eau est régie par la loi de Stokes (Hernández De León, 2006):

$$V = \frac{g}{18 \cdot \eta} \cdot (\rho_s - \rho_l) \cdot d^2 \quad (\text{II.1})$$

avec :

V : vitesse de décantation de la particule,

g : accélération de la pesanteur,

$\eta$  : viscosité dynamique,

$\rho_s$  : masse volumique de la particule,

$\rho_l$  : 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. Le but va être d'augmenter la taille et la masse volumique des particules pour que le temps de décantation devienne acceptable.

### II.2.1 Théorie de la double couche

Les colloïdes sont généralement chargés négativement. Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs présents dans l'eau brute ou ajoutés sont attirés et forment une couche autour du colloïde. Divers théories expliquent le phénomène (Bensadok, 2007).

- Couche Helmholtz : Selon cette théorie, la totalité de la surface du colloïde est recouverte par les ions positifs assurant ainsi une électroneutralité.
- Couche Gouy-Chapman : La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde ; la neutralité s'obtient à plus grande distance.
- Stern combine les deux et arrive à la neutralisation des colloïdes par une double couche.

La figure II.3 montre les différentes couches I, II, III et le potentiel électrique des particules colloïdales.

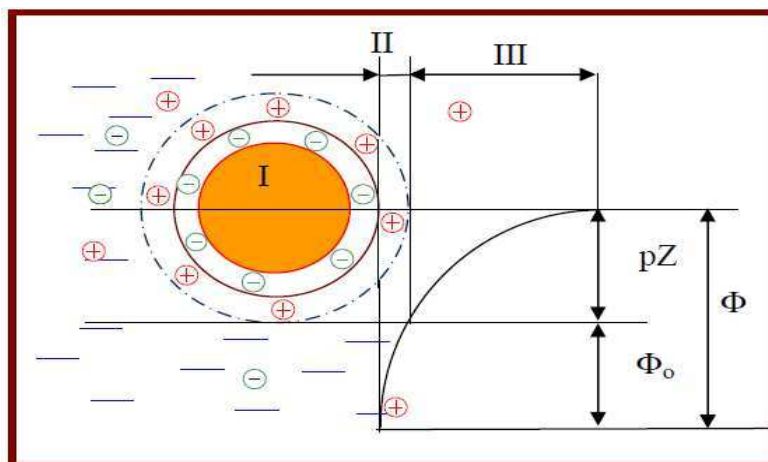


Figure II.3 : Potentiel électrique de particules colloïdales

Un colloïde se caractérise par deux potentiels :

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

Le potentiel thermodynamique est présent à la surface même du colloïde mais est malheureusement non mesurable par des méthodes simples.

Le potentiel zêta reste négatif comme la charge générale des colloïdes. Il donne le niveau de l'interaction mutuelle des colloïdes et se mesure par électrophorèse.

$$pZ = \frac{k \cdot \mu}{\epsilon} \cdot m \cdot e \quad (II.2)$$

Cette relation simple existe entre l'électrophorèse et le potentiel zêta permettant de déterminer ce dernier. Un appareil de mesure directe du potentiel existe et est appelé zétamètre (Zongo, 2009).

### II.3 Coagulation-floculation

La coagulation-floculation facilite l'élimination des MES et des colloïdes en les rassemblant sous forme de floes dont la séparation s'effectue par décantation, flottation et/ou filtration. C'est donc un traitement physique qui permet d'éliminer les fractions floculables des matières organiques et de certains métaux lourds, les micropolluants associés aux MES et les macromolécules colloïdales (Zongo, 2009).

L'opération de coagulation-floculation a pour but la croissance des particules essentiellement colloïdale par déstabilisation, puis formation de flocs par adsorption et agrégation (Valentin, 2000). Les flocs ainsi formés seront décantés et filtrés par la suite (Figure II.4) (Hernández De León, 2006).

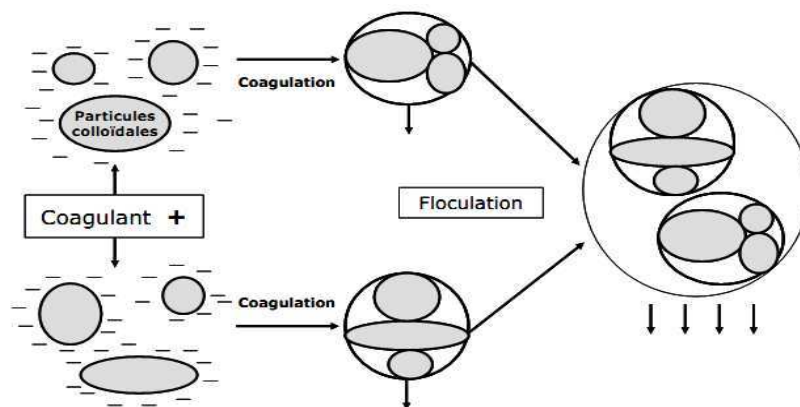


Figure II.4 : Coagulation-floculation

### II.3.1 Coagulation

Le but de la coagulation est de déstabiliser les particules colloïdales. Cela permet aux particules de s'agglomérer et de décanter plus rapidement. Des réactifs chimiques nommés coagulants sont utilisés. Le procédé nécessite une agitation importante. Les coagulants sont des produits capables de neutraliser les charges des colloïdes présents dans l'eau. Le choix du coagulant pour le traitement de l'eau de consommation doit tenir compte de l'innocuité du produit, de son efficacité et de son coût. 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 floculation et de la filtration,
- Le coût d'exploitation.

Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leurs agglomérations (Desjardins, 1999):

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

Ces quatre mécanismes sont décrits brièvement ci-dessous.

### II.3.1.1 Mécanismes de la coagulation

#### II.3.1.1.1 Compression de la double couche

Les colloïdes sont chargés négativement. Etant de même signe, deux particules colloïdales se repoussent. Elles sont soumises à deux types de forces de direction opposée (Zongo, 2009):

-Force d'attraction gravitationnelle de Van Der Waals, liée à la surface spécifique et à la masse des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu (FA).

-Force de répulsion électrostatique, liée aux charges superficielles des colloïdes et donc à leur potentiel zêta (FR).

- Si  $FA > FR$ , l'agrégation se produit,
- Si  $FA < FR$ , il y'a principalement la répulsion entre les particules colloïdales.

L'énergie totale d'interaction (E) entre les particules colloïdales est la somme de l'énergie répulsive  $E_R$  due au potentiel électrique et l'énergie attractive  $E_A$  (Figure II.5).

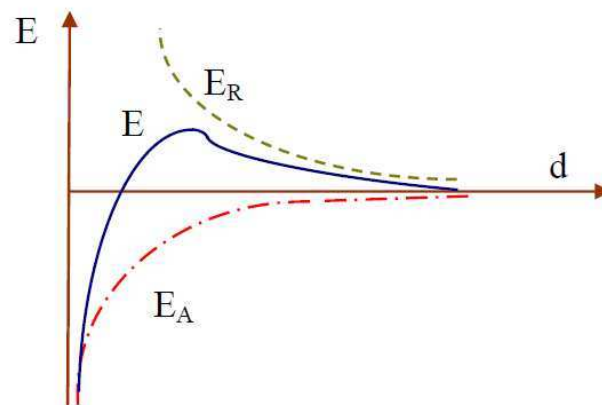


Figure II.5 : Energie d'interaction entre deux particules lipophiles en fonction de la distance depuis la surface de la particule

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. La force ionique est donnée par l'équation:

$$\mu = \frac{1}{2} \sum_n^n C_n Z_n^2 \quad (\text{II.3})$$

$\mu$  : force ionique ,

$C_n$  : concentration de l'ion n,

$Z_n$  : valence de l'ion n.

Les concentrations nécessaires des ions  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Al}^{3+}$  varient approximativement dans des rapports de  $1 : 10^{-2} : 10^{-3}$  respectivement à cause de leur valence différente.

### II.3.1.1.2 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 restabilisées (Amirtharajah et O'Melia, 1990).

### II.3.1.1.3 Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  ou  $\text{FeCl}_3$  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 floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation. La figure II.6 ci-dessous résume le mécanisme décrit:

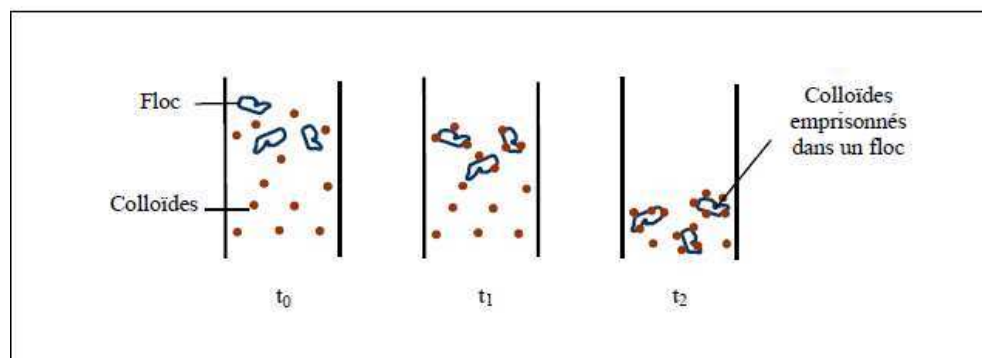


Figure II.6 : Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation

### II.3.1.1.4 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.7). Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut réstabiliser les colloïdes (Amirtharajah et O'Melia, 1990).

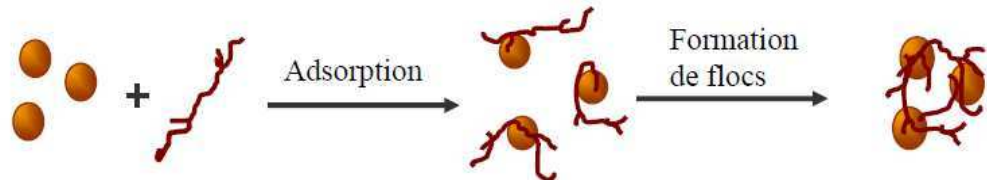


Figure II.7 : Adsorption et pontage à l'aide de polymères

### II.3.1.2 Paramètres affectant la coagulation

Le processus de coagulation est un procédé complexe. Ce dernier peut être influencé par plusieurs paramètres, certains sont liés à la qualité de l'eau brute, d'autres le sont au traitement lui-même (Lind, 1994).

#### II.3.1.2.1 Paramètres liés à la qualité de l'eau brute

##### a) Effets du pH et d'alcalinité :

Le pH a une influence primordiale sur la coagulation. Il est d'ailleurs important de remarquer que l'ajout d'un coagulant chimique modifie souvent le pH de l'eau. Son contrôle est donc suggéré. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation. Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui permet une meilleure précipitation.

En effet, une coagulation réalisée à un pH non optimal peut entraîner une augmentation significative du temps de coagulation.

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

**c) Effet des sels dissous** : Les sels dissous dans une eau influent beaucoup sur la coagulation et la floculation. Ils peuvent modifier la plage du pH optimale, le temps requis pour la coagulation, et la quantité du coagulant.

**d) Influence de la turbidité** : La turbidité est, elle aussi, un paramètre influant sur le bon fonctionnement du procédé de coagulation. Dans une certaine plage de turbidité, l'augmentation de la concentration en particules doit être suivie d'une augmentation de la dose de coagulant. Quand la turbidité de l'eau est trop faible, on peut augmenter la concentration en particules par addition d'argiles. Enfin, pour grossir et alourdir le floc, on ajoute un adjuvant de floculation.

#### **II.3.1.2.2 Paramètres liés au traitement**

**a) Influence de la dose de coagulant** : La dose de réactif est un paramètre à prendre en compte. Le coagulant qui est habituellement fortement acide a tendance à abaisser le pH de l'eau. Pour se placer au pH optimal, il est possible d'ajouter un acide ou une base. Une dose de coagulant excessive entraîne une augmentation du coût d'exploitation, tandis qu'un dosage insuffisant conduit à une qualité de l'eau traitée insuffisante. La quantité de réactifs ne peut pas se déterminer facilement (Hernández De León, 2006).

**b) Influence du mélange** : L'injection du coagulant doit être soumise à une forte agitation pour qu'il se disperse rapidement et uniformément dans toute la masse d'eau. Ceci est dû à l'importance du contact entre les paramètres et le coagulant évitant la déperdition de ce dernier dans l'eau et à l'instabilité de certaines espèces (en particulier les espèces polycationiques) qui tendent à s'hydrolyser, ce qui défavorise le processus.

#### **II.3.2 Floculation**

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

##### **II.3.2.1 Floculation péricinétique**

Il ya floculation péricinétique liée à l'agitation brownienne, où toutes les particules ont la même énergie cinétique et donc les plus petites ont les vitesses les plus élevées, d'où une plus grande probabilité de rencontre. Le taux de variation du nombre de particules, lors de la floculation 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. Le nombre total de particules varient donc selon le modèle de Von Smoluchowski (Desjardins, 1999) :

$$\frac{dN}{dt} = -4 \frac{\Gamma K \theta N^2}{3 \eta} \quad (\text{II.4})$$

N : nombre de particules,

$\Gamma$  : facteur tenant en compte de l'efficacité des collisions,

K : constante de Boltzmann ( $1,38 \times 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}^{-1}$ ),

$\theta$  : température (K),

$\eta$  : viscosité dynamique de l'eau (Pa.s).

### II.3.2.2 Floculation orthocinétique

La floculation orthocinétique est, quant à elle, liée à l'énergie mécanique dissipée dans la zone de floculation. Elle permet d'obtenir un floc volumineux facilement séparable. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par le gradient de vitesse, G. L'efficacité du processus est exprimée selon l'équation suivante lorsque le régime est turbulent:

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{2}{3} \Gamma G d^3 N^2 \quad (\text{II.5})$$

$G = \sqrt{\frac{P}{\eta V}}$ : gradient de vitesse (s<sup>-1</sup>) ;

d : diamètre des particules (m) ;

P : puissance réellement dissipée (W) ;

V : volume du bassin (m<sup>3</sup>) ;

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

Le gradient de vitesse agit sur la probabilité de rencontres des microflocs mais il n'est pas possible de l'augmenter exagérément. Pour des valeurs élevées de G, les flocs subissent un cisaillement mécanique qui les détruit. En coagulation, on admet une valeur de G comprise entre 400 et 1000s<sup>-1</sup> mais en floculation le gradient ne peut excéder 100 s<sup>-1</sup> et beaucoup moins quand les flocs sont de taille supérieure au millimètre. La coagulation se produit de façon rapide (quelques secondes) alors que la floculation requiert plus de temps (20 min et plus) (Desjardins ,1999).

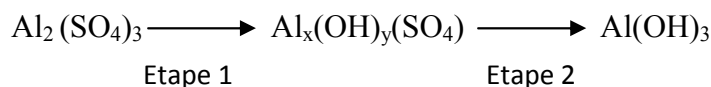
### II.3.3 Coagulants utilisés

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 floculation, de la filtration et le coût d'exploitation. Les coagulants les plus efficaces sont cités dans le tableau II-1 suivant :

Tableau II.1 : Dérivés des sels d'aluminium et de fer

Sels d'aluminium	Formule chimique	Sels de fer	Formules
Sulfate d'aluminium (alun)	$Al_2(SO_4)_3$	Chlorure ferrique	$FeCl_3$
Chlorure d'aluminium	$AlCl_3$	Sulfate ferrique	$Fe(SO_4)_3$
Aluminium de sodium	$NaAlO_2$	Sulfate ferreux	$FeSO_4$

Les produits les plus utilisés sont l'alun et le chlorure ferrique. Ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produits hydrolysés, déterminent l'efficacité de la coagulation (Lengo, 1994). L'hydrolyse de l'alun 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 rencontrées. 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'étape 1 dépend de la température et nécessite un pH compatible avec l'existence de ces intermédiaires polychargés.

L'étape 2 dépend de l'agitation du milieu et permet la formation du précipité  $Al(OH)_3$ . Ce dernier assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes déstabilisés : c'est la forme floculante. 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 (Lind, 1994).

Le récapitulatif du traitement par la coagulation chimique au sulfate d'aluminium est résumé ci-dessous (Figure II.8).

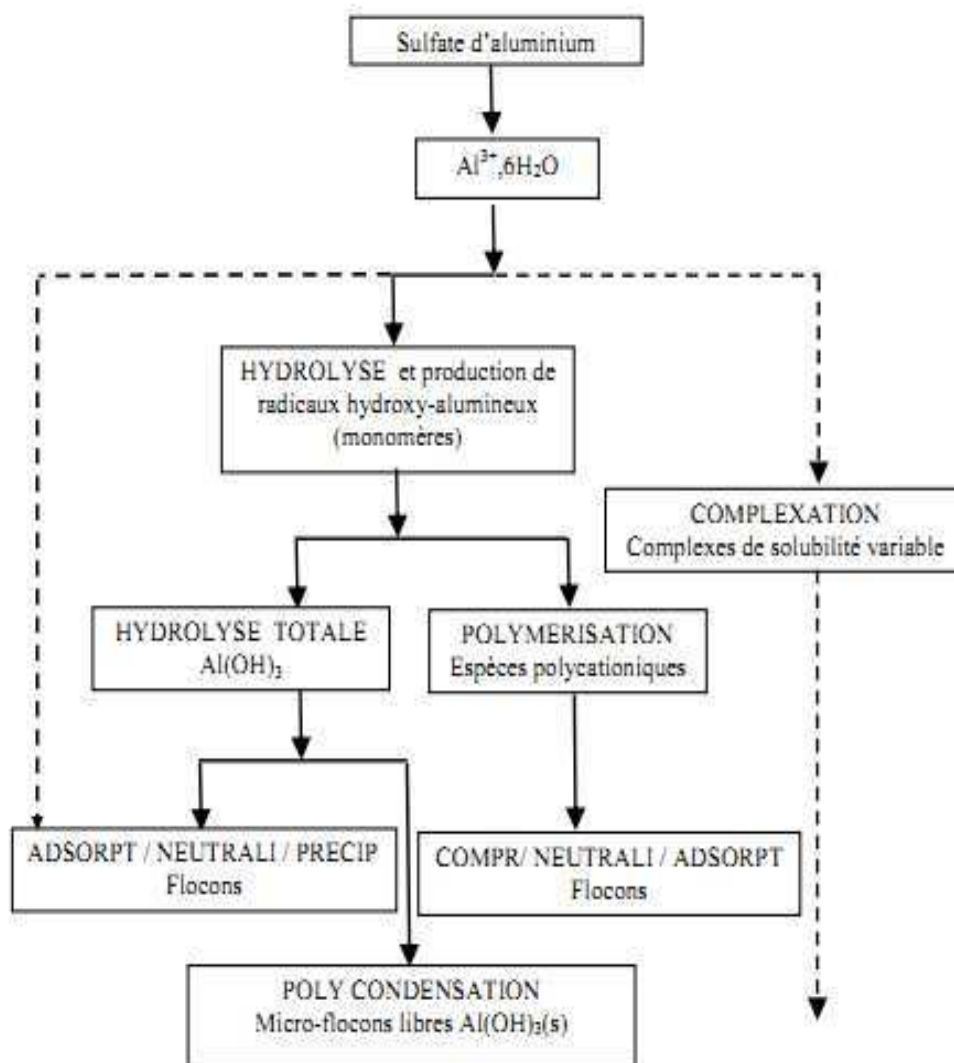


Figure II.8 : Mécanismes et produits dérivés du sulfate d'aluminium lors de la coagulation.

### II.3.4 Aides-coagulants ou adjuvants de floculation

L'utilisation d'un aide-coagulant permet d'améliorer les performances de la coagulation-floculation. Les adjuvants les plus utilisés sont la silice activée et les polyélectrolytes. Ces derniers sont de types anioniques, cationiques et non anioniques, de structures longitudinales et de masses moléculaires élevées. Ils sont naturels ou synthétiques (Onesippe, 2005).

### **II.3.5 Polyélectrolytes en solution**

Les polymères sont des molécules composées d'un très grand nombre de maillons élémentaires (motifs) appelés monomères. Lorsque ces derniers sont chargés, on parle de polyélectrolytes. Une des propriétés les plus importantes des polyélectrolytes est leur solubilité dans l'eau, ce qui permet d'accéder à une large gamme de formulations non toxiques, compatibles avec l'environnement.

L'existence de charges électrostatiques le long de la chaîne macromoléculaire confère aux polyélectrolytes des propriétés physico-chimiques remarquables.

Il existe une telle variété de polyélectrolytes que les scientifiques et les industriels les ont classés dans différentes catégories selon leur rigidité, leur flexibilité, ou leur origine (naturelle ou synthétique). Cette dernière classification est la plus courante (Onesippe, 2005).

#### **II.3.5.1 Polyélectrolytes synthétiques**

Les polyélectrolytes de synthèse sont composés de petites molécules porteuses d'une charge électrique polymérisée en longue chaîne. Leur synthèse est réalisée soit par polymérisation d'un monomère ionisable, soit par ionisation d'un polymère déjà formé (Onesippe, 2005). Ils peuvent être fabriqués en grande quantité, à haute pureté et avec une grande régularité dans l'enchaînement des monomères. L'intérêt de ces polyélectrolytes est leurs effets sur le grossissement des flocons. Les polyacrilamides sont les polyélectrolytes les plus utilisés dans le traitement des eaux potables.

#### **II.3.5.2 Polyélectrolytes naturels**

Ce sont des corps organiques formant de longues molécules en chaînes. Le premier emploi des polymères a été mis au point en France en 1945 par Gomella (Gomella et Gerrée, 1978). Parmi les polyélectrolytes utilisés, on trouve l'amidon, des extraits de caroube, des extraits de lichen, les alginates (à l'heure actuelle, ce sont les alginates de soude qui sont les plus utilisées) et la carboxyméthyl cellulose.

Les polymères naturels paraissent irremplaçables pour des applications spécifiques. En effet, leur origine naturelle leur confère des propriétés uniques de biocompatibilité et de biodégradabilité. Ils ont le grand avantage d'être alimentaire ; raison pour laquelle ils sont utilisés dans le traitement des eaux sans aucune menace pour la santé publique.

# **Partie expérimentale**

# **Chapitre III**

## **Matériel et méthodes**



Ce chapitre, présente les différentes méthodes analytiques pour la caractérisation du biofloculant, extrait à partir des cladodes du figuier de barbarie, ainsi que l'eau de barrage avant et après traitement.

### III.1 Préparation du jus de cactus

L'extraction du floculant a été réalisé selon les étapes suivantes:

- Nettoyage de la raquette de cactus, par enlèvement des épines et épluchage, puis broyage du cactus,
- Extraction du jus de cactus par filtration par tamisage (500 microns),
- Dilution de jus de cactus dans de l'eau à et homogénéisation par agitation.

Le mélange obtenu peut conserver sa capacité de floculation pendant plusieurs mois, lorsqu'il est conservé dans un réfrigérateur (Abid et al., 2009).

### III.2 Caractérisation du jus de cactus

Le produit à l'état naturel est un liquide visqueux de coloration verte. La composition de ce biofloculant a été suivie sous l'aspect physico-chimique (Tableau III.1). Le sodium, le calcium et le potassium sont mesurés par un spectrophotomètre à flamme, le taux de cendre (AFNOR, 1988) ; (Norme NF V03-922, 1967) ; ainsi que la matière sèche, la teneur en eau et de la matière organique naturelle (MON), sont déterminer par la mesure de la densité optique à 254 nm.

Tableau III.1: Caractérisation physico-chimique du biofloculant

Paramètres	Méthodes et appareillages
pH	pH mètre
viscosité	viscosimètre Engler
azote total	KJELDAHL (NF T 90 015-1)
protéines	méthode Biuret
sucres réducteurs	méthode DNS
ions ammonium	méthode de NESSLER
sulfates	méthode turbidimétrique
phosphates	norme ISO : 15681-2
chlorures	méthode de MOHR : (AFNOR NF T 90 014)

### III. 3 Les analyses physico-chimiques de l'eau

Les essais d'analyses et de traitement ont été menés à partir des eaux brutes de surface provenant des barrages de Taksebt et de Mazafran. La qualité de ces eaux a été suivie sous l'aspect physico-chimique.

Ces analyses ont été réalisées suivant des méthodologies normées couramment utilisées pour l'analyse des eaux (Tableau III.2). La détermination des teneurs en sulfates, sodium, potassium et ions ammonium a été décrite précédemment. Les dosages du silice, fer total, manganèse et du zinc sont effectués par spectrométrie d'absorption atomique.

### III.4 Tests de coagulation-floculation (Jar test)

Parmi les paramètres qui nécessitent une attention particulière lors du dimensionnement d'un traitement par coagulation-floculation, nous citerons : les concentrations 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 : Flocculateur (Jar test)

Tableau III.2 : Méthodes analytiques normalisées mises en œuvre au cours de l'étude

Paramètres	Méthode et appareillage	Normes
<b>pH</b>	Mesure effectuée à l'aide d'un pH mètre HANNA, modèle pH 211 à une température de donnée	NFT 92-008 (2001)
<b>Conductivité (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)</b>	Mesure obtenue à l'aide d'un conductimètre HANNA, modèle EC 214 à la température de 20 °C	2510 CONDUCTIVITY, Standard Methods
<b>MON (mg/L)</b>	Dosage de la matière organique naturelle par absorbance à 254 nm à l'aide d'un spectrophotomètre Shimadzu : UV mini 1240.	/ / /
<b>Turbidité (NTU)</b>	Turbidimètre : HANNA INSTRUMENTS HI : 88 713	ISO 7027
<b>TAC (<math>\text{HCO}_3^-</math>) (mg/L <math>\text{CaCO}_3</math>)</b>	Par mesure du volume de l'acide chlorhydrique nécessaire pour amener l'eau à pH 4,3	NF T 90-036
<b>TA (<math>\text{CO}_3^{2-}</math>) (mg/L <math>\text{CaCO}_3</math>)</b>	Par mesure du volume de l'acide chlorhydrique nécessaire pour amener l'eau à pH 8,3	NF T 90-036
<b>TH ou Dureté (mg/L <math>\text{CaCO}_3</math>)</b>	Titration par complexométrie des ions calcium et magnésium avec une solution d'EDTA à pH 10. L'indicateur utilisé est le noir ériochrome T, qui donne une couleur rose en présence des ions calcium et magnésium. La solution vire au bleu, lors du titrage avec l'EDTA	ISO 6059 NA752
<b>Solides totaux dissous TDS (mg/L)</b>	Mesurée à l'aide d'un conductimètre METTLER TOLEDO MC 226	NA 749
<b>Chlorures <math>\text{Cl}^-</math> (mg/L)</b>	Dosage par titrimétrie à l'aide d'une solution de nitrate d'argent $\text{AgNO}_3$ (0,1 N) en utilisant du dichromate de potassium comme indicateur dans un milieu neutre. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la coloration brun-rouge caractéristique du chromate d'argent	Méthode de MOHR: NF ISO 92 97
<b>Calcium <math>\text{Ca}^{2+}</math> (mg/L)</b>	Dosage par titrage à l'EDTA à un pH compris entre 12 et 13. L'indicateur utilisé est le murexide, qui forme un complexe rose avec le calcium. Lors du titrage, l'EDTA réagit avec les ions calcium, l'indicateur vire alors de la couleur rose à la couleur violet.	ISO 6058 NA 1655

<b>Magnésium Mg<sup>2+</sup> (mg/L)</b>	Dosage par titrage à l'EDTA à pH égal à 10. L'indicateur utilisé est le noir ériochrome T, qui forme un complexe rose avec le magnésium. Lors du titrage, l'EDTA réagit avec les ions magnésium, l'indicateur vire alors de la couleur rose à la couleur violet	ISO 6059 NA 752
<b>COT (mg/L)</b>	Oxydation des substances organiques à 100 °C, au moyen d'un agent oxydant chimique. Le CO <sub>2</sub> formé lors de l'oxydation est piégé dans un indicateur, après passage par une membrane perméable aux gaz, et mesuré par photométrie. Le carbone inorganique est préalablement expulsé	DIN EN148
<b>Nitrites (mg/L NO<sub>2</sub><sup>-</sup>)</b>	Dosage par colorimétrie suite à une réaction de nitrites avec un réactif coloré contenant du N.E.D et du sulfanilamide avec apparition d'une couleur rose à pH acide (< 2). La longueur d'onde utilisée est de 543 nm	Colorimetric Method (4500 NO <sub>2</sub> -B.), Standard Methods
<b>Nitrates (mg/L NO<sub>3</sub><sup>-</sup>)</b>	Dosage par colorimétrie suite à une réaction de nitrates du salicylate de sodium et apparition de la couleur jaune. La longueur d'onde utilisée est de 415 nm	Méthode au salicylate de sodium, RODIER, 2005
<b>Phosphates PO<sub>4</sub><sup>-</sup> (mg/L)</b>	Le molybdate d'ammonium réagit avec les ortho-phosphates en milieu acide pour former l'acide phosphorique, celui-ci est réduit en bleu de molybdène par l'acide ascorbique. Les silicates n'interfèrent pas même à des concentrations élevées	ISO 15681-2

### III.4.1 Principe

Les différents essais ont été effectués à la température du laboratoire de 24°C. Pour cela, nous avons d'une part :

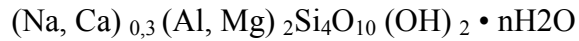
- utilisé, lors des essais un Jar test ayant six rampes,
- versé 1 litre d'échantillon dans chacun des six béchers,
- placé les béchers sous les rampes du flocculateur capables de générer une même vitesse,
- réglé les temps de contact des différentes étapes de traitement (coagulation-injection-floculation-décantation),
- mesuré les valeurs initiales, trois fois pour assurer le contrôle du pH, de la turbidité et de la température au préalable du commencement du test,
- débuté l'agitation rapide à une vitesse de rotation de 200 rpm maintenue pendant 3 minute ; permettant d'assurer une très bonne diffusion des flocculants et une bonne déstabilisation,
- diminué la vitesse de rotation à 80 rpm,
- ajouté immédiatement et simultanément les différentes doses du flocculant aux béchers,
- démarré le programme d'agitation lente qui est de 40 rpm maintenue pendant 30 minutes pour favoriser la formation de floccs,
- laissé décanter pendant 120 minutes, et finalement,
- prélevé, à différents temps de décantation (10 - 15 - 30 - 60 et 120 minutes), des quantités du surnageant à des fins d'analyses,
- évalué l'efficacité du traitement à travers la mesure de la turbidité.

D'autre part, après avoir déterminé les conditions optimales de traitement, une comparaison entre l'utilisation du bioflocculant et du sulfate d'aluminium a été effectuée.

### III.5 Préparation de la suspension turbide à base de bentonite

Les dispersions des particules d'argile, de taille inférieure à 2 $\mu$ 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 difficile d'éliminer ces particules par une simple décantation (Zemmouri, 2008).

La bentonite est considérée comme une argile pure, car elle ne nécessite pas de traitement préalable avant son utilisation dans une verrerie. Elle est une 2:1 argile minérale, avec deux feuilles jointes tétraédriques à une feuille octaédrique. Sa formule chimique est :



Les couches de bentonite portent des charges négatives. Les espaces intercalaires contiennent des molécules d'eau, ainsi qu'une pression de vapeur de l'eau entoure les particules d'argile (Lagaly, 1993).

Le procédé de coagulation-floculation par Jar test a été effectué en utilisant des échantillons d'eau de robinet mélangés avec de la bentonite à une concentration de 100 mg par litre d'eau.

Les suspensions initiales ont été mélangées à des vitesses équivalentes à 300 rpm et durant une période de 5 minutes. Les suspensions ont été laissées, par la suite, en décantation pendant 20 minutes. Vane et Zang (1997) ont rapporté que la bentonite a un potentiel Zêta négatif pour l'eau du robinet.

Les expériences ont été réalisées sur un même lot de bentonite provenant du gisement de Roussel situé à Maghnia, (Ouest Algérien). Les principales caractéristiques de cette bentonite sont regroupées dans le tableau III.3.

Tableau III.3 : Analyses chimiques de la bentonite utilisée (Bouras, 2003).

Eléments	SiO <sub>2</sub>	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	MgO	CaO	Na <sub>2</sub> O	K <sub>2</sub> O	TiO <sub>2</sub>	As	PAF
Poids (%)	69,4	14,7	1,2	1,1	0,3	0,5	0,8	0,2	0,05	11

PAF : perte au feu à 900 °C.

### III.6 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 la plus simple et la plus efficace (Meysami et Kasaeian, 2004), car elle nous renseigne sur le taux d'abattement de la matière organique.

Les analyses effectuées se font sur des échantillons prélevés à des temps donnés de décantation. L'appareil utilisé est un turbidimètre HANNA INSTRUMENTS : HI 88 713. Ce dernier a été développé pour être conforme au standard international ISO 7027. La mesure a été faite selon les étapes suivantes :

- Remplissage de la cuvette de mesure propre avec 10 ml de l'eau turbide (solution à tester).
- Vérification qu'aucune bulle d'air ne soit présente dans cette cuvette.
- Fermeture de la cuvette à l'aide du bouchon et nettoyage de celle-ci à l'aide d'un tissu 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 cuvette dans son logement.
- Lecture directe des valeurs de la turbidité en NTU.

### **III.7 Optimisation des conditions opératoires**

Les nombreux mécanismes impliqués dans le processus de coagulation-floculation, sont régis par divers paramètres (conditions opératoires), dont certains ont une influence majeure sur la turbidité. De ces paramètres, quatre ont été retenus pour cette étude :

- Le temps de décantation: (10, 15, 30, 60 et 120 mn).
- La concentration du biofloculant (mg/L).
- Le pH : l'ajustement du pH de 4 à 10.

Nous avons présenté, dans ce chapitre, les différentes techniques expérimentales ainsi que le matériel utilisé, afin de réaliser les trois grandes manipulations faisant l'objet de notre travail, à savoir,

1. la caractérisation du jus de cactus et l'eau de barrage,
2. la préparation de la solution de bentonite.
3. l'évaluation du pouvoir du biofloculant comme coagulant/floculant pour les eaux turbides utilisant un Jar test. Les résultats ainsi que les interprétations et discussions seront exposés dans le chapitre suivant.

# **Chapitre IV**

## **Résultats et discussions**



Les eaux de barrage traitées par coagulation floculation ont nécessité préalablement, la caractérisation de ces eaux et celle du réactif biologique utilisé, en l'occurrence le jus de cactus, jouant le rôle de coagulant et de biofloculant.

#### **IV.1 Caractérisation physico-chimique des eaux de barrage**

L'eau de Taksebt est une eau claire ayant une faible turbidité qui peut atteindre jusqu'à 4-5 NTU. Par contre, celle de Mazafran est une eau jaunâtre, turbide qui avoisine 22 NTU. Le tableau IV.1, regroupe les résultats des analyses physico-chimiques.

Le pH d'une eau potable doit être compris entre 6,5 et 8,5 les eaux de Taksebt et de Mazafran ont donc un pH proche de 8.

La conductivité représente le taux de salinité de l'eau. Celle de Mazafran est plus élevée que celle de Taksebt due à la présence des sels minéraux..

La dureté de l'eau évalue principalement les teneurs en calcium et en magnésium (mg/L). Celle de Mazafran est plus dure que celle des eaux de Taksebt. La dissolution du  $\text{Ca}^{2+}$  et du  $\text{Mg}^{2+}$  résulte principalement de l'infiltration des eaux de surface à travers les formations rocheuses calcaires et dolomitiques. Cette dissolution est accrue par la présence dans l'eau de gaz carbonique provenant de l'atmosphère et des couches superficielles du sol (Tardat et Beaudry, 1984).

Tableau IV.1 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau de barrage de Taksebt et de Mazafran.

PARAMETRE	UNITE	Barrage Taksebt	Barrage Mazafran	NORMES
<b>pH</b>		7,90	8,01	6,5-9
<b>Conductivité</b>	μS/cm	464	300	/
<b>Abs à 254 nm</b>	mg/L	0,07	3,39	/
<b>Turbidité</b>	NTU	4,5	22	< 2 NTU
<b>COT</b>	mg/L	0,81	0,97	/
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	mg/L	166,16	217,6	/
<b>CO<sub>3</sub><sup>2-</sup></b>	mg/L	0,57	0,70	/
<b>TAC</b>	°F	13,62	14,5	25 mg
<b>TA</b>	°F	0	0	/
<b>TH</b>	°F	26,1	54	>150 mg
<b>Calcium</b>	mg/L	51,7	75,34	/
<b>Magnésium</b>	mg/L	32,08	35,12	50 mg/L
<b>Chlorures</b>	mg/L	45,01	104,44	200 mg/L
<b>Nitrites</b>	mg/L	<0,02	<0,02	0,1 mg/L
<b>Nitrates</b>	mg/L	<2	<2	50 mg/L
<b>Phosphates</b>	mg/L	<0,09	<0,09	/
<b>Ammonium</b>	mg/L	<0,02	<0,02	0,5 mg/L
<b>Sulfates</b>	mg/L	36,08	40,52	250 mg/L
<b>Silice</b>	mg/L	1,71	2,25	/
<b>Sodium</b>	mg/L	18,56	202,30	150 mg/L
<b>Potassium</b>	mg/L	2,366	8,60	12 mg/L
<b>Fer total</b>	mg/L	<0,05	<0,05	< 200 μg/L
<b>Manganèse total</b>	mg/L	0,05	0,12	< 50 μg/L
<b>Zinc</b>	mg/L	0,17	0,21	< 5 mg/L
<b>TDS</b>	mg/L	239	540	1500 mg/L

Les chlorures en forte concentration provoqueraient un goût désagréable dans les eaux de consommation et la rendent corrosive vis-à-vis des conduites. Ce paramètre est aussi nocif pour les plantes. Notons, qu'il provoque aussi l'augmentation du chlore résiduel lors de la chloration de l'eau chargée en matière organique (Achour et Guergazi, 2002).

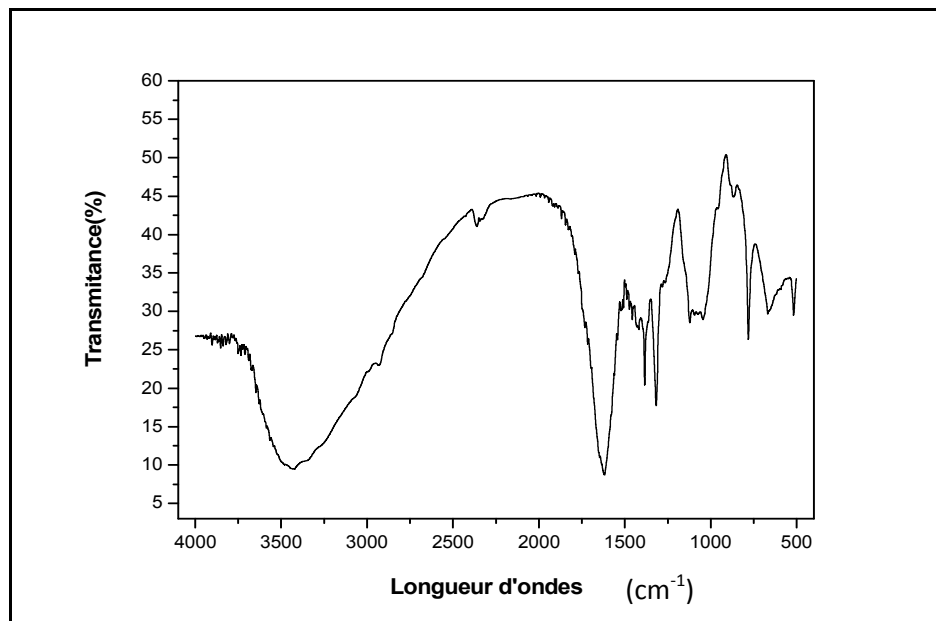
On observe aussi la présence de concentrations négligeables en ammonium (NH<sup>4+</sup>) et en nitrite (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). La raison principale de la présence des nitrates dans les eaux pourrait être due à la pratique agricole qui consiste à appliquer abondamment des engrais industriels ou du fumier. Sa présence excessive peut provoquer un problème de santé publique important tel que la méthémoglobinémie. Les résultats des paramètres physico-chimiques mesurés dans les eaux de barrage de Taksebt et de Mazafran sont globalement conformes aux normes de

potabilité de l'eau sauf pour la turbidité et légèrement pour la teneur en sodium dans le cas de l'eau de Mazafran Cet écart aux normes, nécessite donc un traitement adéquat pour améliorer la qualité de l'eau.

## IV.2 Caractérisation du biofloculant

### IV.2.1 Spectre infrarouge du biofloculant

Le spectre infrarouge de notre composé est présenté sur la figure IV.1.



**Figure IV.1 : Spectre infrarouge du biofloculant.**

Si l'on compare les différents pics, on peut observer la présence d'une bande aux environs de 2918-2850  $\text{cm}^{-1}$ , qui correspond à l'élongation des liaisons CH et  $\text{CH}_2$  des polysaccharides. Les groupements carboxyles de l'acide galacturonique, qui est le constituant principal des pectines, constituent un bon marqueur caractéristique de la présence des polysaccharides pectiques. Ces groupements donnent, en infrarouge, des bandes très différenciées de celles des autres groupements présents dans la cellulose ou les hémicelluloses.

La détection par infrarouge des hémicelluloses n'est pas toujours évidente. Ces derniers sont généralement dépourvus ou renferment de faibles quantités de groupements permettant de les différencier de la cellulose.

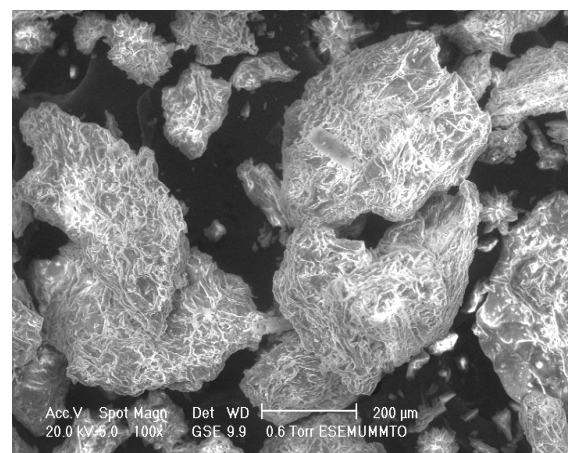
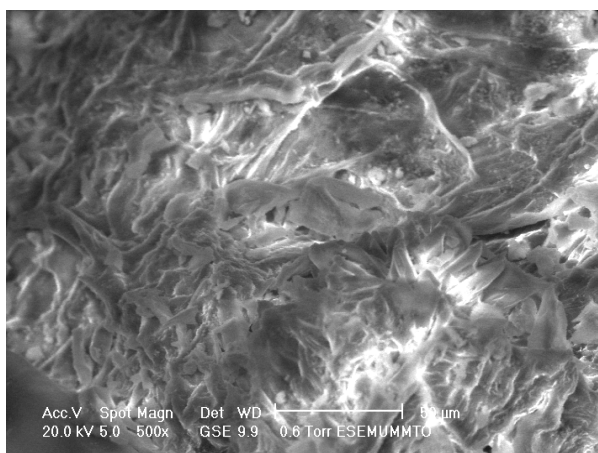
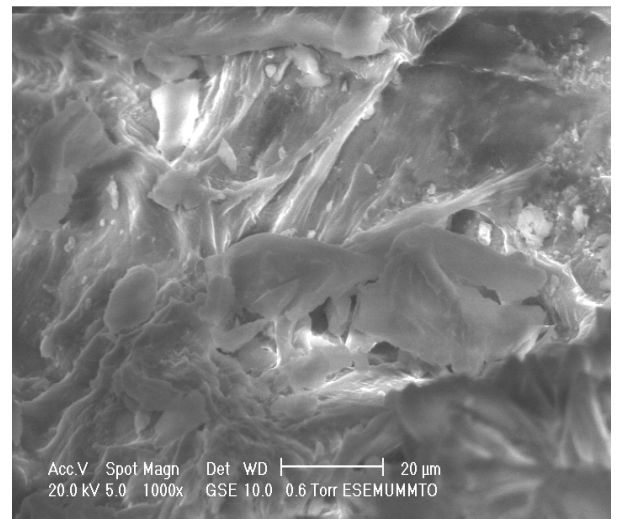
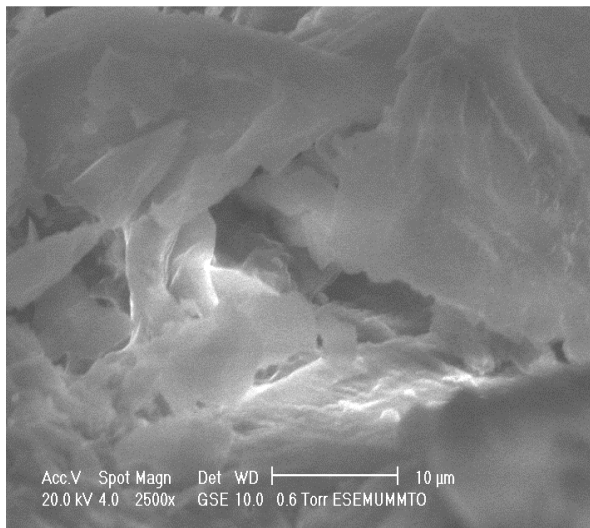
L'eau absorbée est à l'origine d'un pic observée à  $1650\text{ cm}^{-1}$ . Cependant, aux environs de  $1730\text{ cm}^{-1}$ , on observe la présence de liaison  $\text{C}=\text{O}$  des acides et des esters (Habibi, 2004).

#### IV.2.2 Spectres UV-Visible du biofloculant

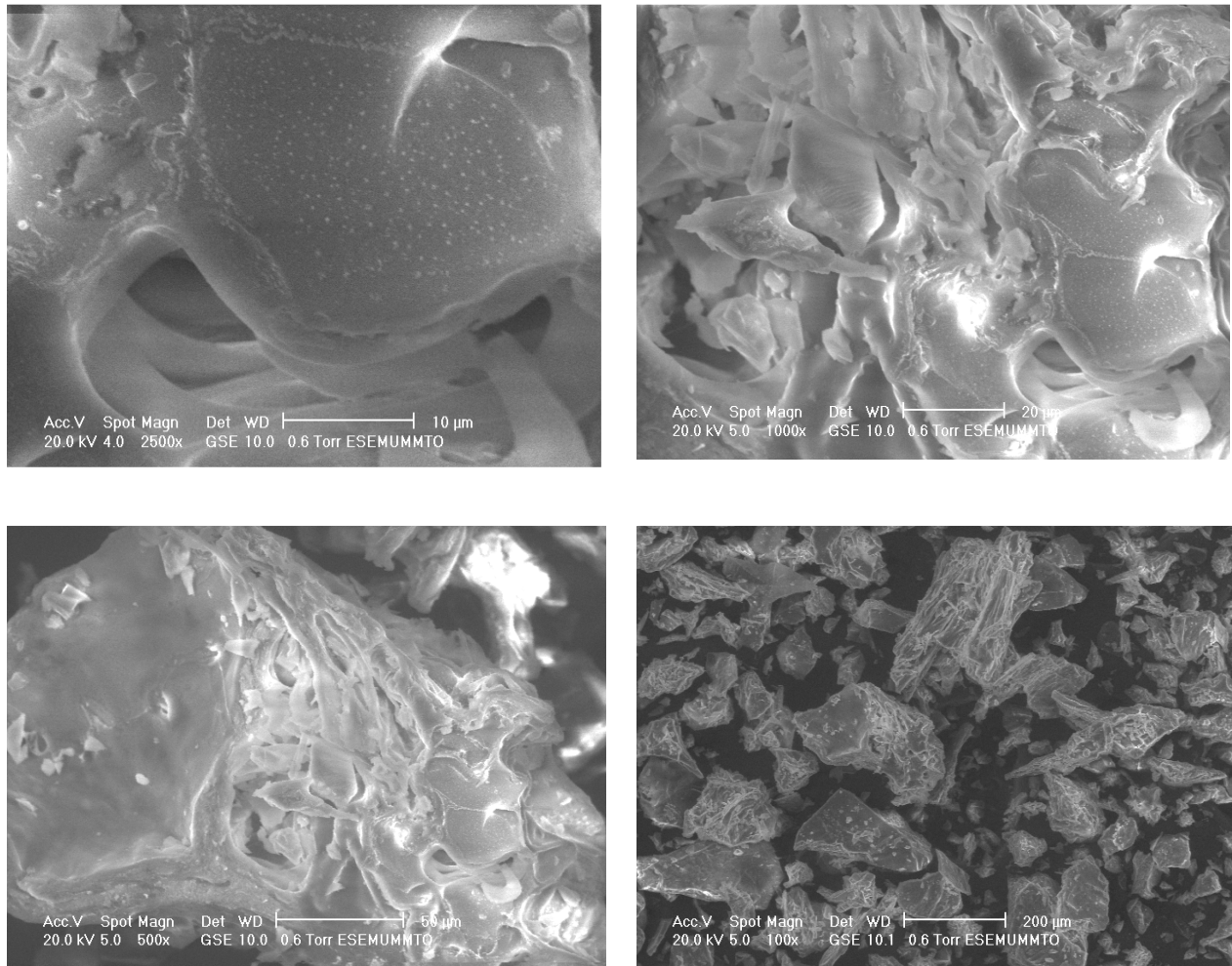
Le spectre UV-Visible du jus brut à 100% se situe entre 400 et 450 nm. Contrairement à celui publié dans la littérature (Abid et al., 2009). Cette différence est due à la composition du sol et des conditions climatiques.

#### IV.2.3 Analyse du biofloculant par MEB

Les photos du jus de cactus obtenues au microscope électronique à balayage sont présentées sous ses deux formes liquide et solide sur la figure IV.2



-Jus de cactus sous forme liquide-



-Jus de cactus sous forme solide-

**Figure IV.2 : Microscope électronique à balayage du jus de cactus sous ses deux formes liquide et solide**

L'analyse morphologique réalisée par microscopie électronique à balayage a montré qu'on pouvait distinguer deux types de cellules : en majorité des cellules longues très compactes en forme de fibres fusiformes et quelques vaisseaux spiralés.

Les fibres sont communément appelées fibres de sclérenchyme. Les tissus sont riches en amidon, nous remarquons aussi la présence d'une couche de gluten qui donne à la plante son aspect visqueux

Les couches régulières de cellulose, qui garnissent la paroi épaisse, présentent un arrangement hélicoïdal. Cela donne une grande rigidité ou une grande souplesse aux organes végétaux.

Le collenchyme se forme dans les organes jeunes en croissance, aériens essentiellement. C'est un tissu vivant dont les parois sont épaissies par un dépôt de cellulose, ce qui confère à la plante une grande résistance à la flexion et à la traction, une élasticité et



une certaine souplesse. Ces cellules sont situées en anneaux ou en îlots sous l'épiderme. Elles sont remplies d'une substance visqueuse appelée mucilage. Ces cellules mucilagineuses sont communes dans beaucoup de cactacées, et semblent jouer un rôle clé dans l'aptitude à retenir l'eau chez les plantes (Habibi, 2004).

Les différentes observations microscopiques donnent une idée sur les types de cellules, en majorité de tissus très élastique et riches en pectines, Le parenchyme aquifère, caractéristique des plantes succulentes apparaît sous forme de poche. Les réserves d'eau sont contenues dans ce type de parenchyme (Habibi, 2004).

#### IV.2.4 Composition du bioflocculant

L'analyse physicochimique des raquettes de cactus est présentée au tableau IV.2. Les résultats montrent des similitudes de composition par rapport à celles des légumes de large utilisation.

Tableau IV.2 : Composition physico-chimique du jus de cactus

Paramètres et unités	Valeurs
pH	4,2
Viscosité (cSt)	11
Azote total (mg/L)	30,42
Protéine (mg/L)	28,31
Sucres Réducteurs (mg/L)	5,84
Ammonium (NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ) (mg/L)	243
Sulfate (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> ) (mg/L)	0,13
Phosphate (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ) (mg/L)	3,48
Sodium (Na <sup>+</sup> ) (%)	2,5
Calcium (Ca <sup>2+</sup> ) (%)	7,7
Potassium (K <sup>+</sup> ) (%)	4
Chlorure (Cl) (mg/L)	150
Taux de cendres (%)	0,79
Extrait sec total (EST) (g/L)	20
Teneur en eau (%)	80
Densité optique (DO) 400 nm	3,4

Selon Hadj sadok et al, 2008, les jeunes cladodes, sont très riches en eau, 91 à 93%. Et renferment des minéraux représentant plus de 13% de la matière sèche. Ils sont riches en calcium, magnésium, potassium et Cuivre mais ont une faible teneur en phosphore.

Selon ces mêmes auteurs une prédominance du calcium est observée à tous les stades de croissance avec un taux variant de 5,18 à 6,13% pour les plus jeunes cladodes (Stade 1 à

3). Cette teneur est plus élevée pour des cladodes dont le poids est égal ou supérieur à 170g (stade 4 et 5) ; elle atteint 7,27%. La teneur en calcium et magnésium est, quel que soit le stade de croissance, plus élevée que celle trouvée dans les feuilles d'épinard avec 1,62 et 0,62g/100g de poids frais et de la carotte 0,3g et 0,14g /100g (Tirilly et Bourgeois, 1999). Elle augmente de façon plus importante que les autres minéraux.

La teneur en potassium  $K^+$  varie de 2,75 à 2,30 % chez les jeunes cladodes; alors que pour les cladodes de poids plus élevé (4 et 5) la teneur connaît une diminution jusqu'à 1,66 % de la matière sèche. Alors que la teneur en magnésium  $Mg^{++}$ , augmente de 1,21 à 1,66% dans les jeunes cladodes. La même évolution a été observée par Tegegne (2005). On observe une faible teneur en P et  $Na^+$  dans les différents lots.

Elle diminue en cours de croissance passant pour P de 0,62 à 0,13%. Les teneurs en micro-éléments des cladodes de taille moyenne (stade 3)  $Cu^{++}$ ,  $Mn^{++}$ ,  $Fe^{++}$  et  $Zn^{++}$  sont comparables à celles de l'épinard et de la tomate. Le pH du jus de cladodes est compris entre 3,9 – 5,20. Quant aux sucres réducteurs, ils varient de façon moins marquée au cours de la croissance. Leur teneur augmente de 1,13% au stade 1 à 4,01 % au stade 5. La teneur en azote reste faible au niveau des jeunes cladodes, comme dans la plupart des légumes et fruits. Elle varie de 2,4 à 3,69% ( $p < 0,05$ ) ; d'autres auteurs ont observé que cette teneur diminue après un an et dépend de la nature des sols et de la fumure apportée (Nefzaoui et Ben Salem, 1995; Le Houerou H.N., 1996). ; Selon Poupon, 1975. La teneur en matière azotée représente 0,6 %, la matière sèche est de 10,4%.

Les résultats de notre étude sur les cladodes d'*Opuntia* de la région de Tipaza (Algérie) : Tableau (IV.2) mettent en évidence de nombreuses similitudes de par leur composition chimique avec divers légumes (Rodriguez et Cantwell ,1988; Tirilly et Bourgeois, 1999). La teneur en eau des cladodes qui représente 80%, est également proche de celle des épinards et de la tomate. Celle des minéraux est plus élevée que celle de nombreux légumes.

Les jeunes cladodes appelés aussi nopalitos dans le pays d'origine (Mexique) peuvent ainsi contribuer pour une part importante à la satisfaction des besoins nutritionnels humains. La teneur en  $Ca^{++}$  couvre plus de 62% des besoins de l'homme, alors que le  $Mg^{++}$  et le  $K^+$  couvrent jusqu'à 45 et 10% des besoins. La teneur en  $Cu^{++}$  et  $Fe^{++}$  peut apporter une contribution non négligeable à la satisfaction des besoins

alimentaires qui sont respectivement de 0,9 et 10 mg /jour d'après Díaz Medina, (2006). Elles présentent aussi l'avantage d'être facilement utilisé comme fourrage pour les animaux. Les cladodes sont également valorisées dans l'industrie cosmétique (Carmen Saénz, 2006). Elles sont également pourvues de vertus médicinales (Galati et al, 2007).

Ainsi le figuier de barbarie, peut jouer un rôle économique non négligeable pour les populations des régions semi arides aux potentialités agricoles limitées.

### **IV.3 Essais de traitement par jar test**

Dans une première étape de notre étude, nous avons d'abord effectué des essais pour évaluer la faisabilité et l'efficacité du jus de cactus pour diminuer voire éliminer par coagulation floculation, une suspension de particules de bentonite, présentes dans une eau synthétique, prélevée à partir de l'eau de robinet de la ville d'Alger.

Les effets de la dose du coagulant, du temps de décantation, du pH, et de la concentration de bentonite sur le procédé de coagulation-floculation ont été étudiées.

La performance du biofloculant préparé a aussi été comparée à celle d'un polyélectrolyte synthétique, le sulfate d'aluminium

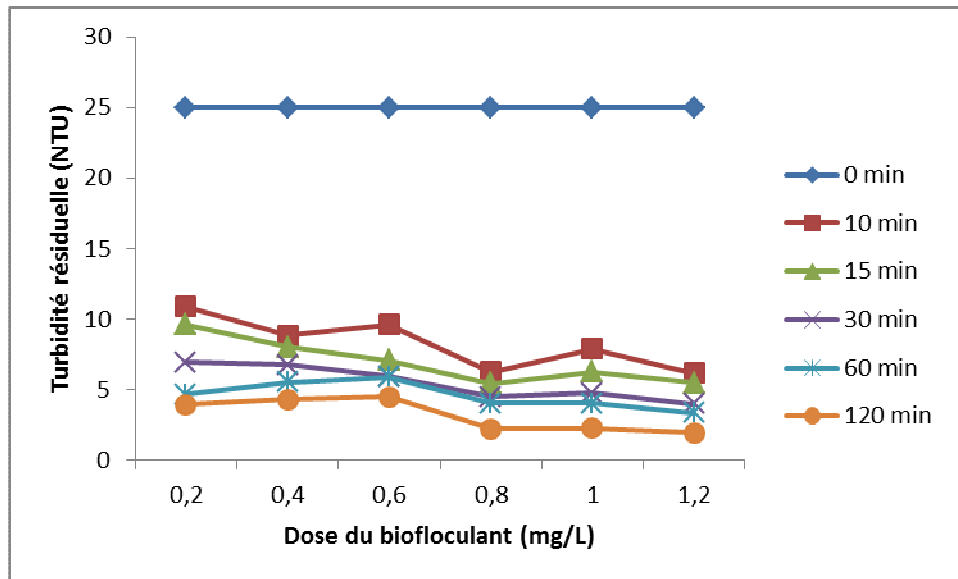
Dans une seconde étape, nous appliquerons notre procédé de traitement à des eaux naturelles issues de deux barrages à savoir : Taksebt et Mazafran.

#### **IV.3.1 Influence de la dose du coagulant**

Pour déterminer la dose optimale du jus de cactus sur le procédé par jar test, des séries d'essais ont été effectuées à plusieurs doses de coagulant et à une concentration initiale de la bentonite de 100 mg/L.

Les résultats donnant la variation de la turbidité résiduelle en fonction de la dose du jus de cactus, pour différents temps de décantation, sont représentés sur la figure IV.3.





**Figure IV.3: Turbidité résiduelle en fonction de la dose du biofloculant de l'eau synthétique. Agitation à 40 rpm pendant 30min**

La bentonite dissoute dans l'eau forme une suspension colloïdale causant de la turbidité (Ahmed et al., 2005). A partir d'une turbidité initiale de 25 NTU de l'eau synthétique, nous avons utilisé des concentrations de biofloculant allant de 0,2 à 1,2 mg/L.

Nous remarquons une diminution rapide de la turbidité résiduelle pour une dose de biofloculant de 0,2 mg/L. L'apparition des floccs est rapide. L'augmentation du volume des floccs se fait progressivement jusqu'à la fin de l'agitation lente.

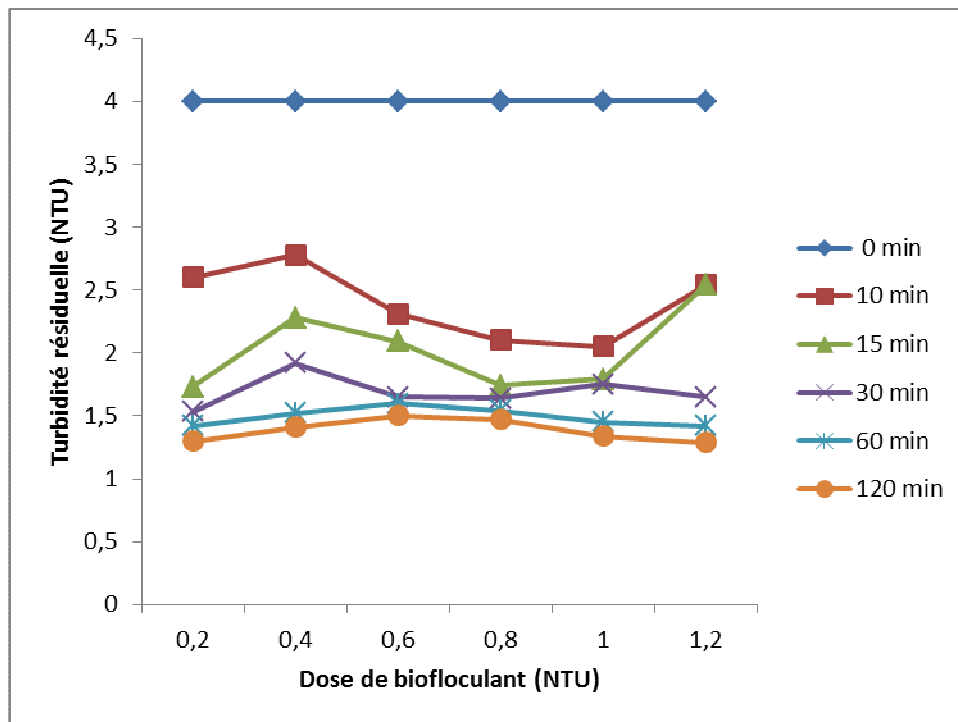
Le mécanisme de coagulation prédominant pour le cactus est l'adsorption et le pontage. Les particules d'argile ne coagulent pas directement entre elles, mais elles sont liées à un polymère présents dans ce biofloculant.

Plusieurs auteurs ont rapporté que le mucilage du cactus contient de L-arabinose, le D-galactose, le L-rhamnose, le D-xylose, et de l'acide galacturonique, avec des proportions relatives variables (Saenz et al., 2004 ; Trachtenberg et al., 1981 ; Medina-Torres, et al., 2000).

L'adsorption peut se faire par une liaison hydrogène ou des interactions dipolaires (Crittenden et al., 2005). Il est probable que les électrolytes naturels à l'intérieur du tampon du biofloculant, en particulier les cations bivalents, qui sont connues pour jouer un rôle important

pour la coagulation avec des polymères anioniques (Weber, 1972) qui facilitent l'adsorption, contrairement aux floes formés par l'alum.

Les caractéristiques donnant la variation de la turbidité en fonction de la dose du jus de cactus, pour différents temps de décantation, pour l'eau du barrage de Taksebt sont représentées sur la figure suivante IV.4.



**Figure IV.4 : Turbidité en fonction des doses du biofloculant pour différents temps de décantation. Barrage de Taksebt**

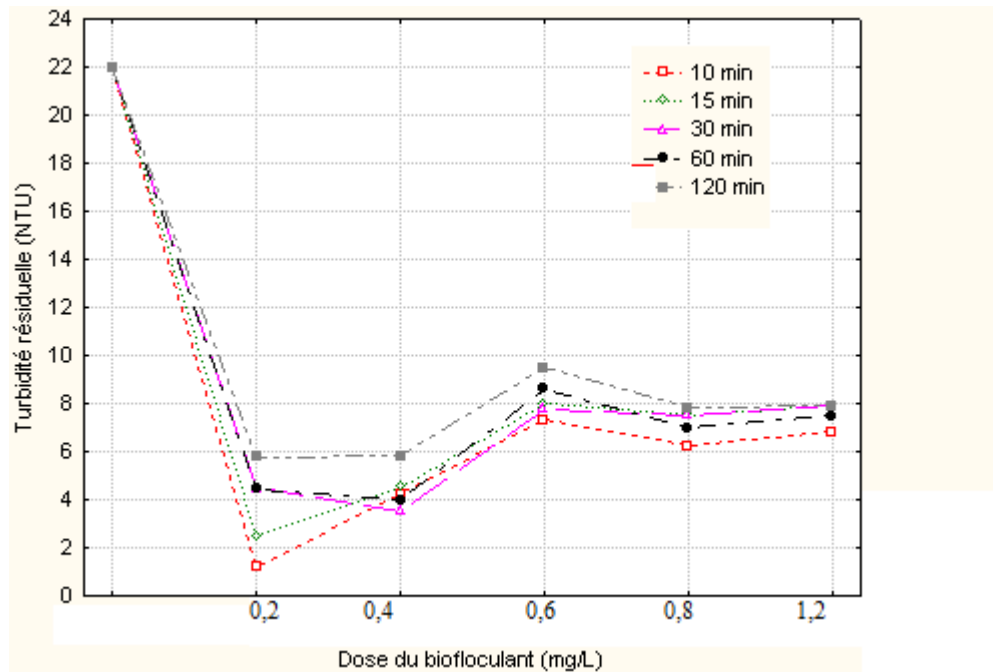
Le Mucilage comporte plus de 55 sucres, principalement l'arabinose, le galactose, le rhamnose, le xylose, le glucose, les acides uroniques, dont les pourcentages varient selon le type de mucilage (Goycoolea et al., 2003 ; Trachtenberg et al., 1981 ; Medina-Torres et al., 2000).

Miller et al., 2008. Suggèrent que le mucilage, plus précisément l'acide galacturonique, peut expliquer en partie la réduction de la turbidité par le cactus. Indépendamment, l'arabinose, le galactose, et le rhamnose ne présentent aucune activité de coagulation, mais ajoutés à l'acide galacturonique, ces sucres sont capables de réduire entre 30% et 50% la turbidité. L'acide galacturonique ajouté seul peut réduire la turbidité de plus de 50%.

D'autres auteurs, (Young et al., 2006 ; Kevin et al., 2005 ; Young et al., 2005) confirment également que le mucilage extrait de la plante *Opuntia* spp. agit comme un coagulant efficace dans le traitement de l'eau trouble.

L'eau brute du barrage de Mazafran a été traité avec le coagulant biologique puis celui chimique.

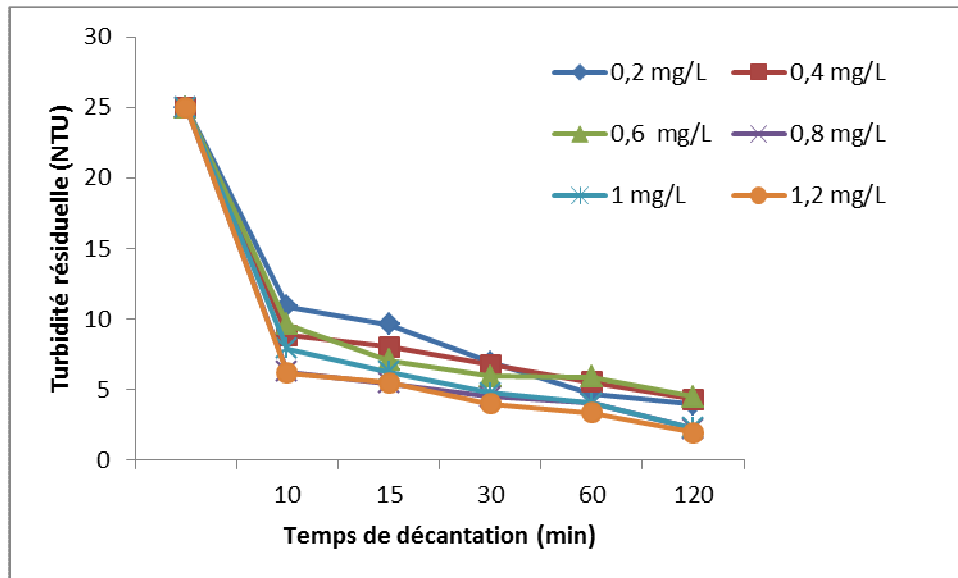
La variation de la turbidité en fonction de la dose du jus de cactus, pour différents temps de décantation, est représentée sur la figure IV.5. Cette turbidité diminue de 22 à 1 NTU pour une dose optimale de 0,2 mg/L de biofloculant. Et elle augmente de 1 jusqu'à 9 NTU pour une dose de 0,8 mg/L.



**Figure IV.5 : Turbidité en fonction des doses du biofloculant pour différents temps de décantation .Barrage de Mazafran**

### IV.3.2 Influence du temps de décantation

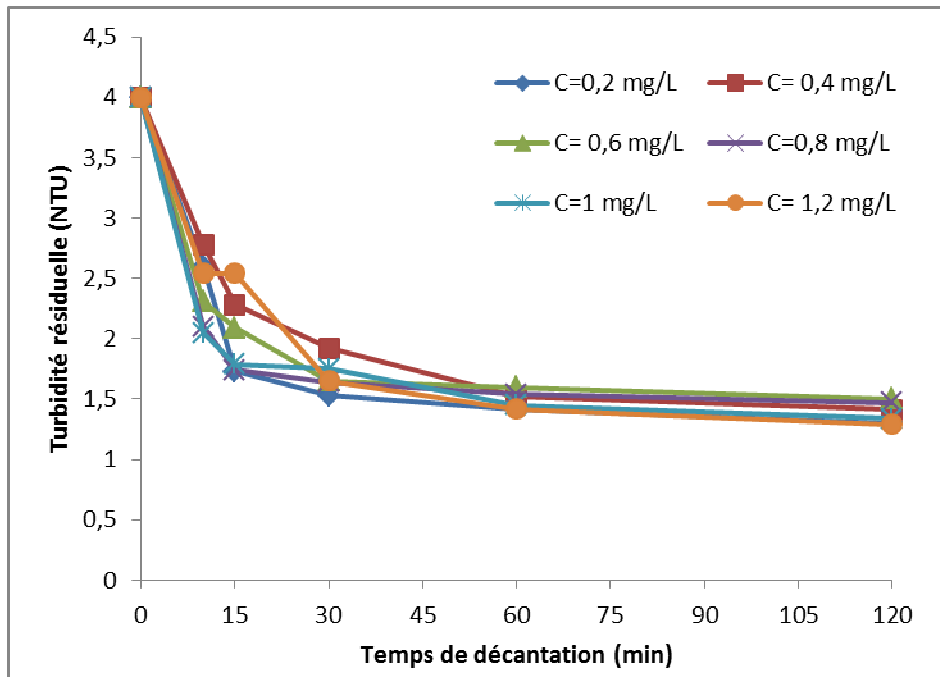
La figure suivante illustre, l'effet du temps de décantation sur la turbidité pour différentes doses du biofloculant pour l'eau synthétique. Nous remarquons au cours du temps, une chute brutale de la turbidité dès les dix premières minutes de la décantation.



**Figure IV.6 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du biofloculant de l'eau synthétique. Agitation à 40 rpm pendant 30min**

L'effet du temps de décantation sur la turbidité pour différentes doses du biofloculant pour le barrage de Taksebt est illustré dans la figure IV.7.

Nous remarquons au cours du temps, une chute brutale de la turbidité dès les dix premières minutes de la décantation. Cette chute est plus importante lorsque la concentration du jus de cactus est de 0,2 mg/l.



**Figure IV.7 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du bioflocculant. Barrage de Taksebt**

Pour le barrage de Mazafran. Les figures IV.8 et IV.9 illustrent l'effet du temps de décantation sur la turbidité pour différentes doses de sulfate d'aluminium et de jus de cactus. Nous remarquons au cours du temps, une chute brutale de la turbidité dès les dix premières minutes de la décantation. Cette chute est d'autant plus importante que la concentration du sulfate d'aluminium est élevée.

Le meilleur abattement de la turbidité est obtenu pour une dose de coagulant chimique égale à 2 mg/l, et une dose de 0,8 mg/L de jus de cactus. Concernant les autres concentrations de coagulant chimique combiné avec le jus de cactus, nous remarquons des diminutions similaires après 30 minutes de décantation.

Lors de l'addition du coagulant chimique, nous avons observé un éclaircissement de la solution turbide et apparition rapide de gros flocons de l'ordre de 2 à 3 mm de diamètre. Ces derniers sont fibreux formant des réseaux ressemblant aux toiles d'araignée. Ils apparaissent dès les premières secondes de l'agitation lente du processus de floculation. Ils décantent rapidement avant même que la période de l'agitation lente ne soit finie. La figure (IV.10) illustre les flocs formés lors de la combinaison du jus de cactus et du coagulant chimique.

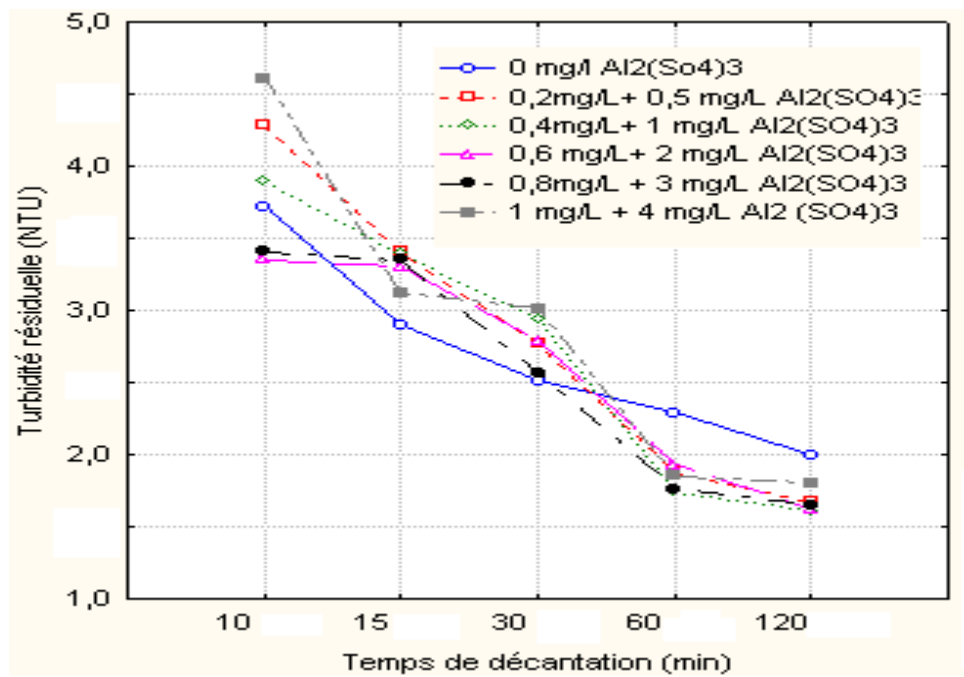
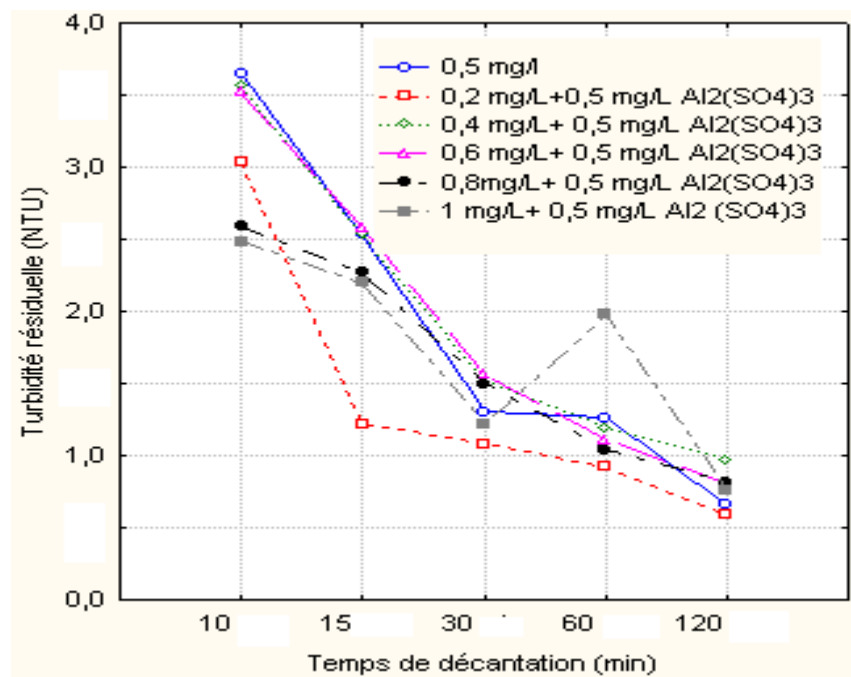
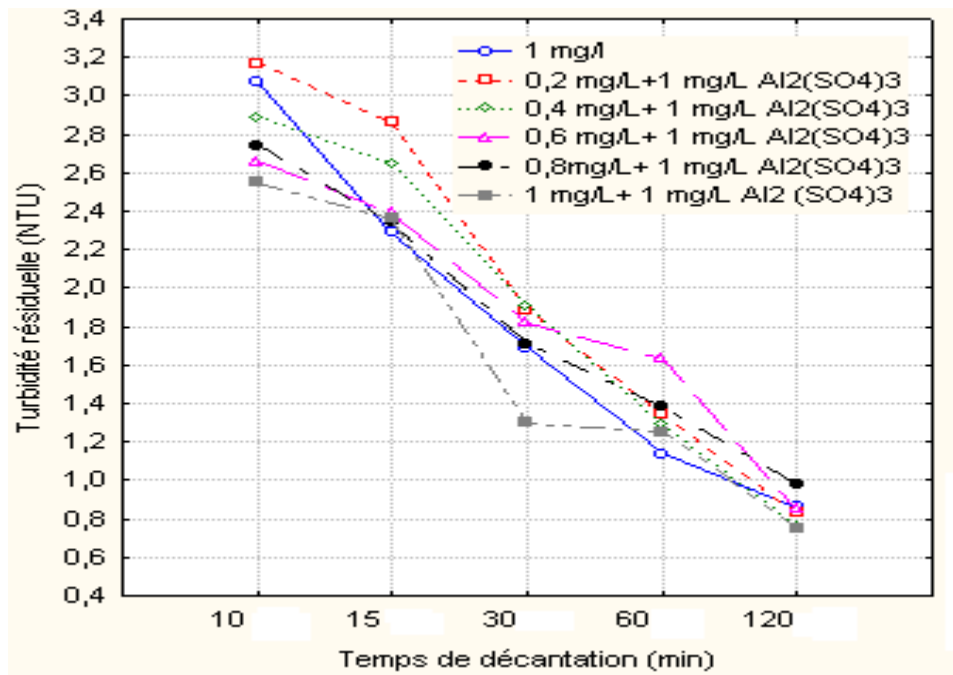


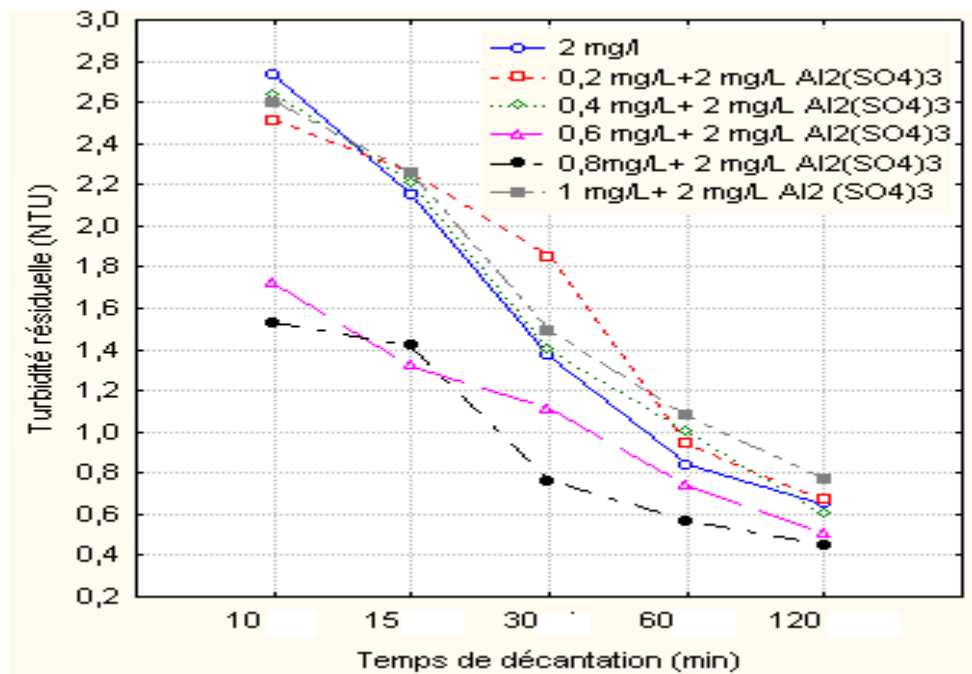
Figure IV.8 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du jus de cactus et du coagulant chimique. Barrage de Mazafran



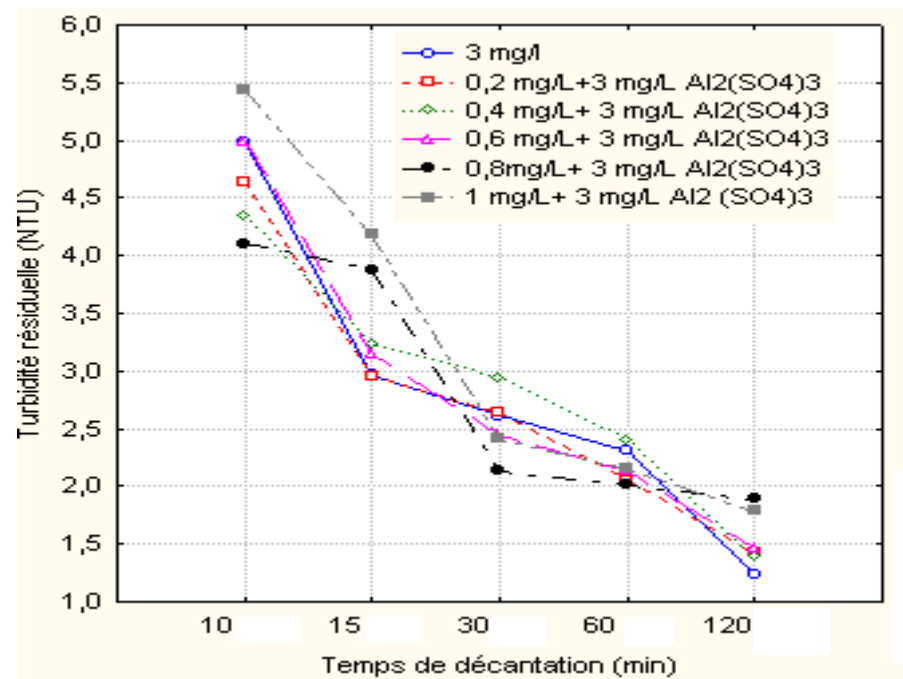
(a)



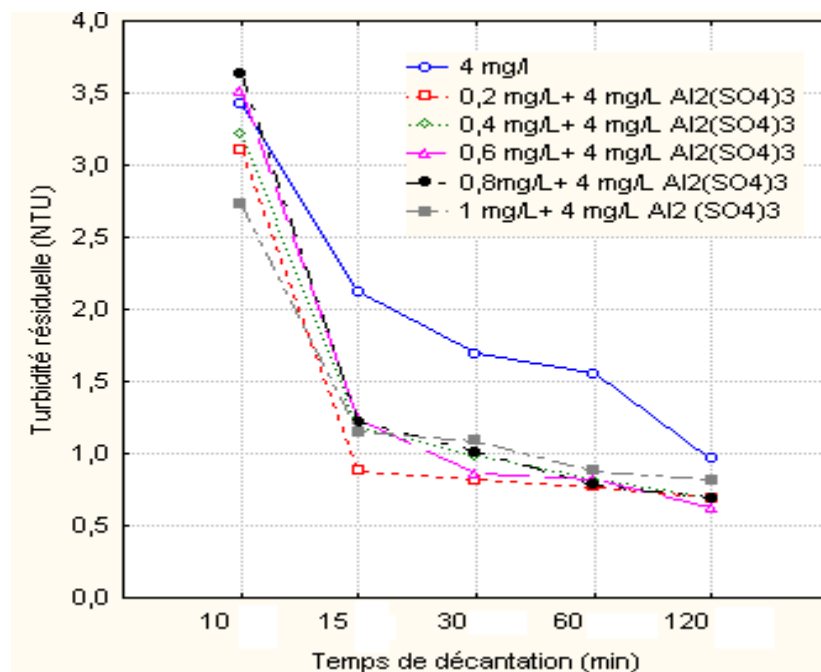
(b)



(c)



(d)



(e)

**Figure IV.9 : Turbidité en fonction du temps de décantation pour différentes doses du jus de cactus et une concentration du coagulant chimique de (a) 0,5mg/l, (b) 1 mg/l, (c) 2 mg/l, (d) 3 mg/l et (e) 4 mg/l. Barrage de Mazafran**





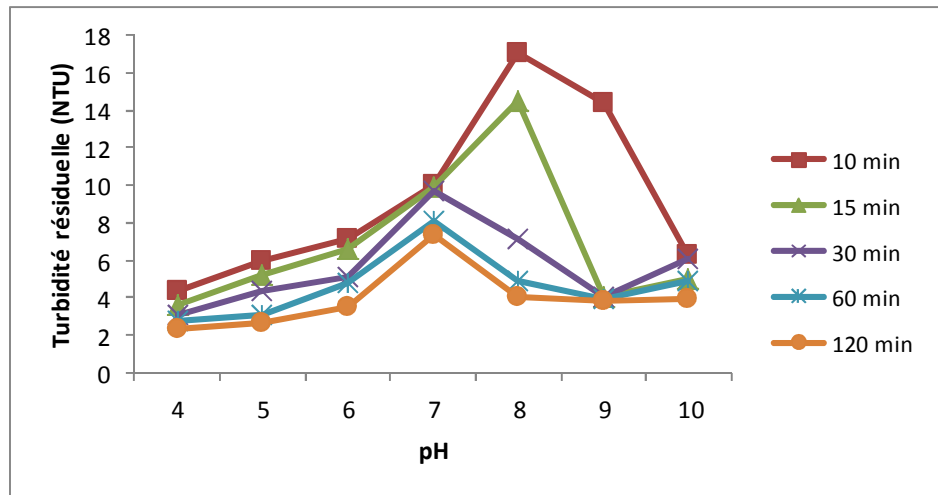
**Figure IV.10 : Flocs formés lors de l'utilisation du jus de cactus et du coagulant chimique**

### **IV.3.3 Influence du pH**

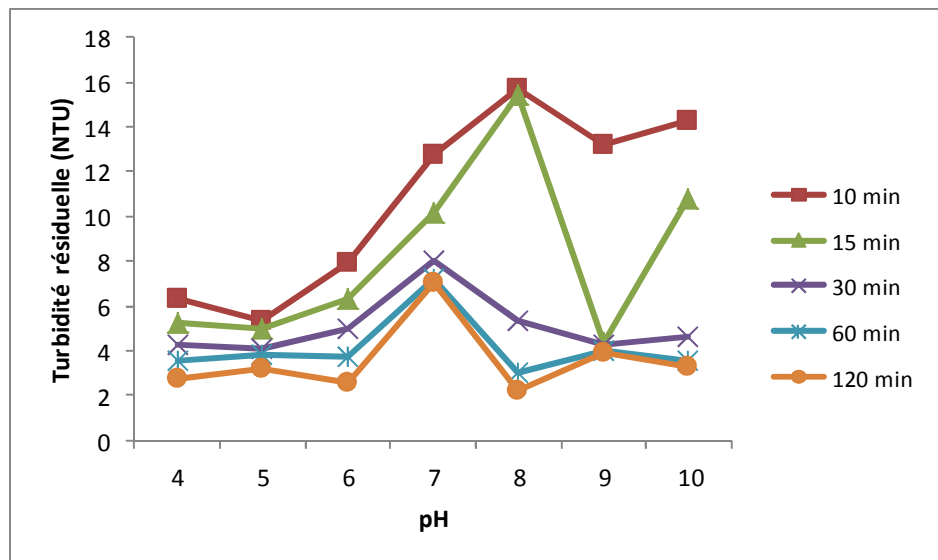
La dispersion des fines particules de la bentonite libère des particules colloïdales très fines. Ce qui explique l'augmentation de la turbidité. (Kanfold et Dohrmann, 2007).

La turbidité, a été suivie en variant le pH de l'eau de robinet de 4 à 10 ( $\pm 0,1$ ) par pas de un. Le pH de la solution a été ajusté par l'addition de 0,1 M de HCl ou 0,1 M de NaOH, avant l'addition du biofloculant. Ces essais ont été effectués à température ambiante de  $28 \pm 1$  °C.

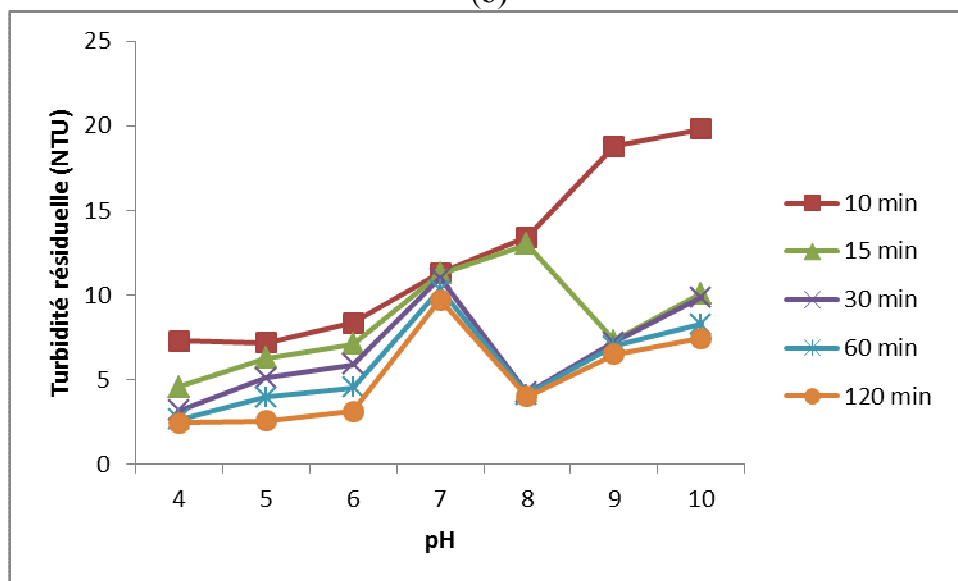
Les doses du jus de cactus que nous avons choisi sont : 0,2 -0,4-0,6 -1 et 2 mg/L. Pour chaque dose, nous avons relevé la turbidité résiduelle en fonction du pH de la solution, pour différents temps de décantation. Les résultats ainsi obtenus sont présentés à la figure IV.11.



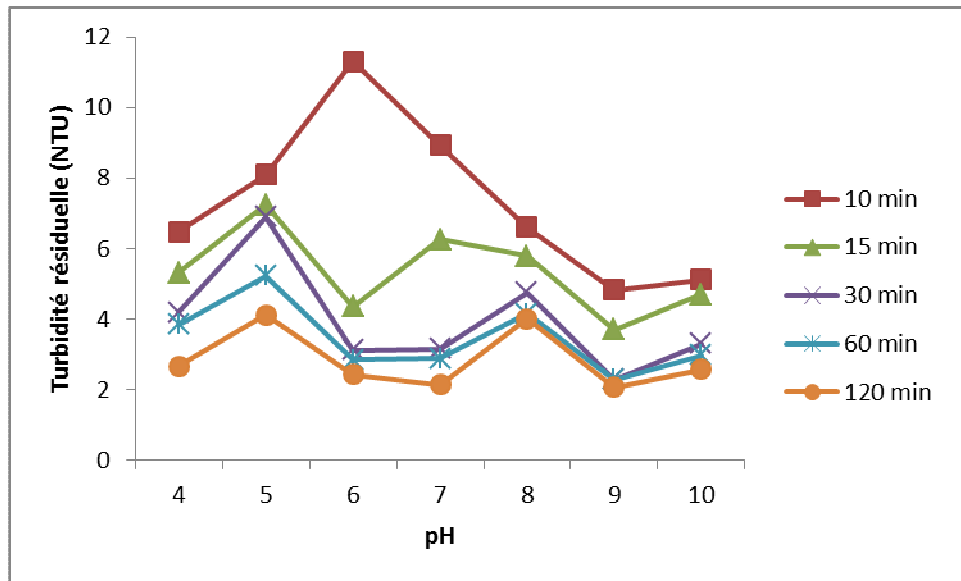
(a)



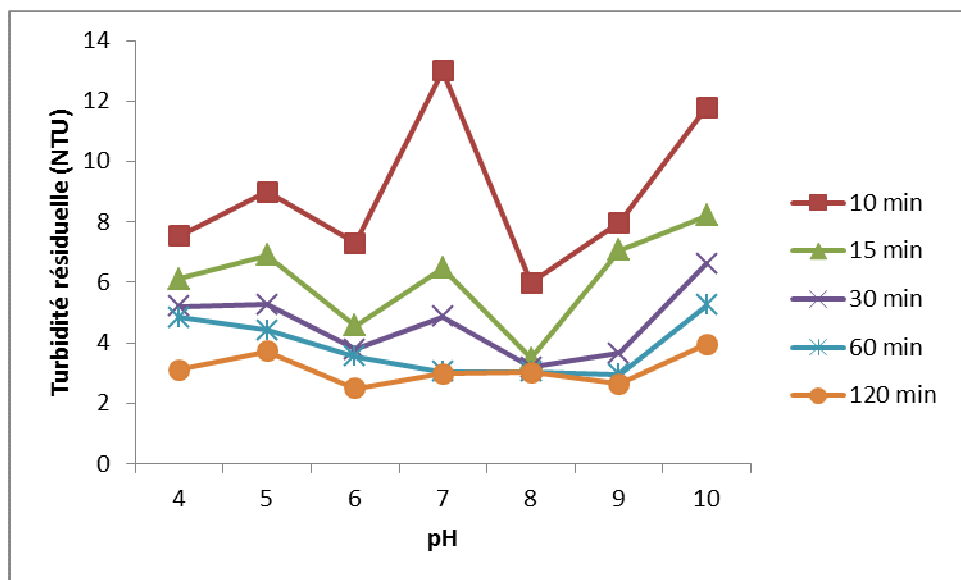
(b)



(c)



(d)



(e)

**Figure IV.11 : Turbidité résiduelle en fonction du pH, pour différents temps de décantation et de doses de biofloculant (a) 0,2 mg/l ; 0,4 mg/l ; 0,6 mg/l ; 1 mg/l et 1,2 mg/l. Eau synthétique**

La couleur observée de la solution de bentonite, à pH acide est plus claire que la solution à pH basique de couleur blanchâtre.

L'ajustement du pH de l'eau synthétique est obtenu plus rapidement avec l'ajout de base NaOH, qu'avec celui de l'acide HCL.

La stabilité de la solution en milieu alcalin s'expliquerait par le fait que l'introduction d'une solution de soude dans la bentonite initie la destruction des grands agrégats de la bentonite due à l'interaction de l'alcalin avec les autres composés.

En effet, en milieu acide, les charges anioniques majoritaires de la bentonite sont neutralisées par les protons en solution très mobiles. Par contre, en milieu alcalin, les protons sont nettement moins mobiles et la charge négative est maintenue, ce qui confère à la suspension une certaine stabilité qui diminue avec la diminution du pH.

L'ajout du NaOH engendre l'augmentation de la surface spécifique, la réduction de la taille global et la distorsion de la bande d'absorption de la smectite Ca (OH)<sub>2</sub>. Ces variations témoignent de la destruction des agrégats primaires, et la formation de nouveaux composés Vlasova et al., 2007.

Par rapport à sa valeur initiale de 25 NTU, la turbidité diminue pour les pH acides, et augmente pour les pH alcalins. Nous avons ainsi obtenu une diminution de la turbidité de 25 à 2,29 NTU pour une dose de biofloculant de 0,2 mg/L et un pH de 4.

Pour le pH plus élevé que le pH initial de l'eau synthétique variant de 4 à 10 NTU, nous observons une légère baisse de la turbidité pour la plupart des valeurs alcalines atteignant une turbidité de 3,98 NTU à pH 10 pour la même dose de biofloculant de 0,2 mg/L.

Pour le Barrage de Taksebt. La figure (IV.12), illustre la turbidité résiduelle en fonction du pH, pour différents temps de décantation et une dose variable du biofloculant.

La turbidité, initialement fixée à 4,5 NTU, a été examinée en variant le pH de la solution de 4 à 10 ( $\pm 0,1$ ) par pas de 1. Le pH de la solution a été ajusté par l'addition de 0,1 M de HCl ou 0,1 M de NaOH, avant l'addition du biofloculant.

Nous remarquons, une diminution de la turbidité résiduelle, par conséquent, le jus de cactus peut être utilisé dans une gamme de pH neutre.

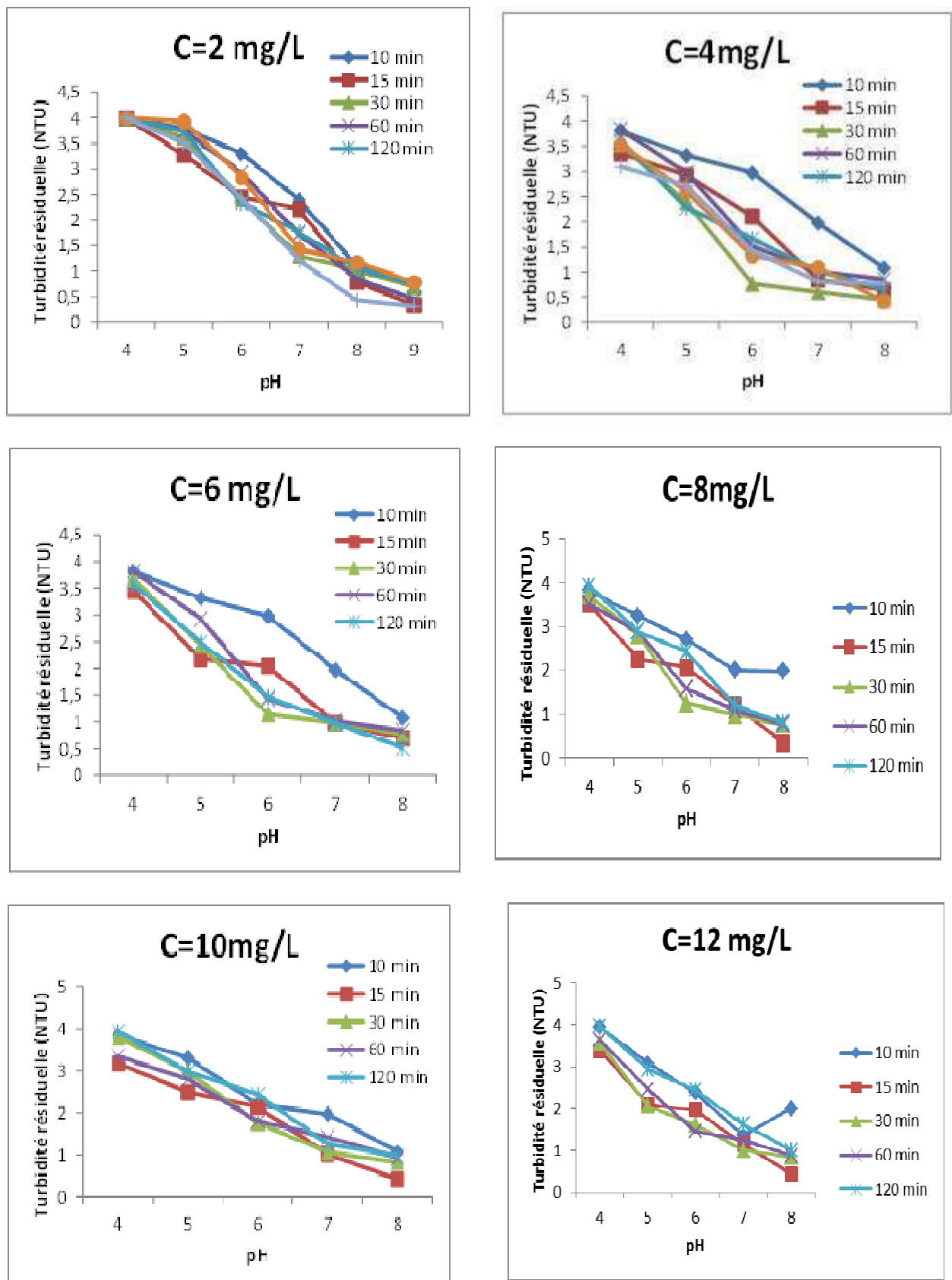


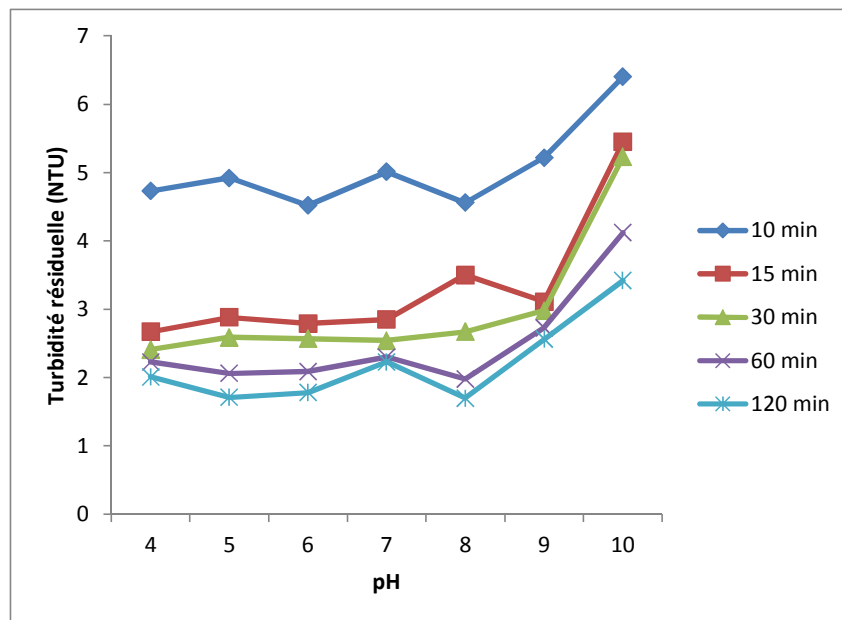
Figure IV.12 : Turbidité en fonction du pH, pour différents temps de décantation et une dose variable du bioflocculant. Barrage de Taksebt

La turbidité initiale du barrage de Mazafran est de 22 NTU. Le pH de la solution a été ajusté par l'addition de 0,1 M de HCl ou 0,1 M de NaOH avant l'addition du biofloculant. Nous avons varié le pH de la solution de 4 à 10 ( $\pm 0,1$ ) par pas de 1. Ces essais ont été effectués à température ambiante de  $28 \pm 1$  °C.

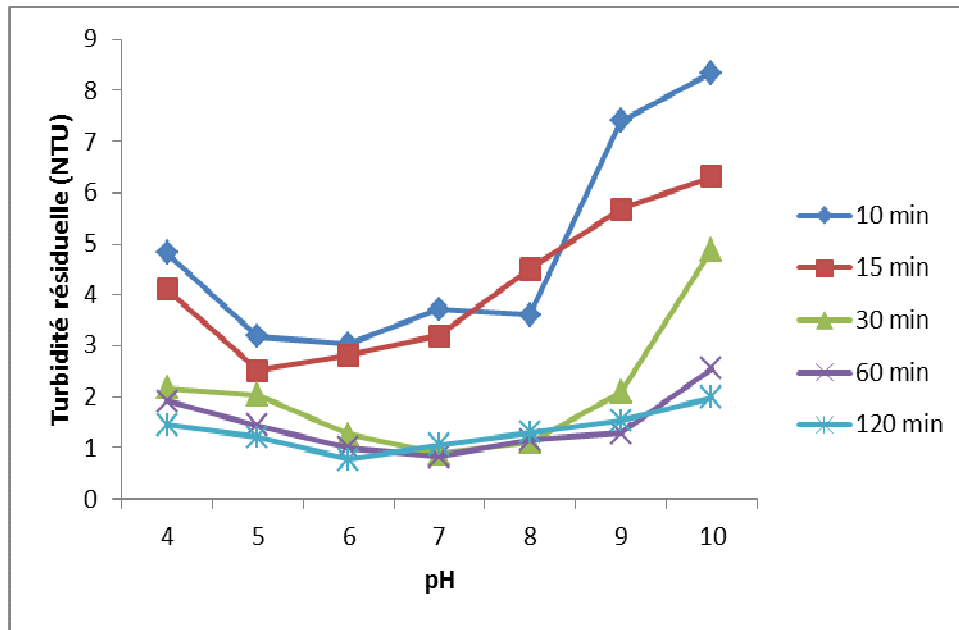
L'évolution de la turbidité résiduelle en fonction du pH est illustrée sur la figure V.12. Par rapport à la valeur initiale de 22 NTU, la turbidité diminue pour les pH acides, et augmente pour les pH alcalins. Nous avons obtenu une diminution importante de la turbidité de 22 à 1 NTU à pH= 7 avec une dose de biofloculant de 0,8 mg /L. Cette dose nous a permis d'obtenir une turbidité ne dépassant pas 3,6 NTU à pH= 9.

La couleur de l'eau de barrage est plus claire que celle pour des pH alcalins 9,10 de couleur blanchâtre.

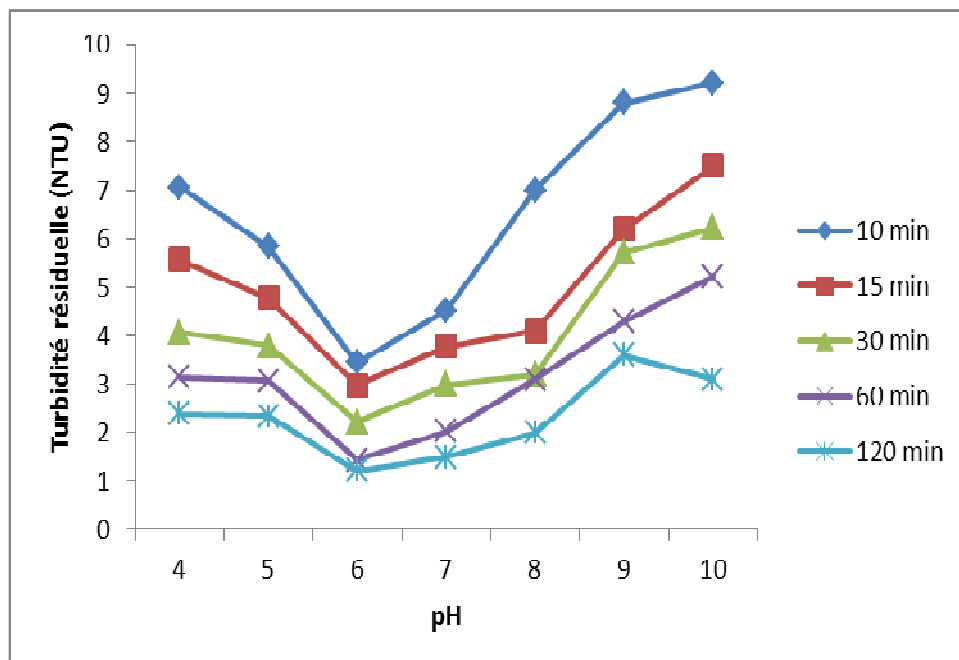
Il existe une relation entre le pH et l'activité de coagulation pour le biofloculant. Zhang et al. (2006) ont rapporté que l'*Opuntia* spp. est plus efficace à un pH de 10 et est moins efficace à un pH de 6. De même, pour Miller et al. 2008. *Opuntia* spp. a pu éliminer une turbidité supérieure à 98% dans un pH de 8 à 10.



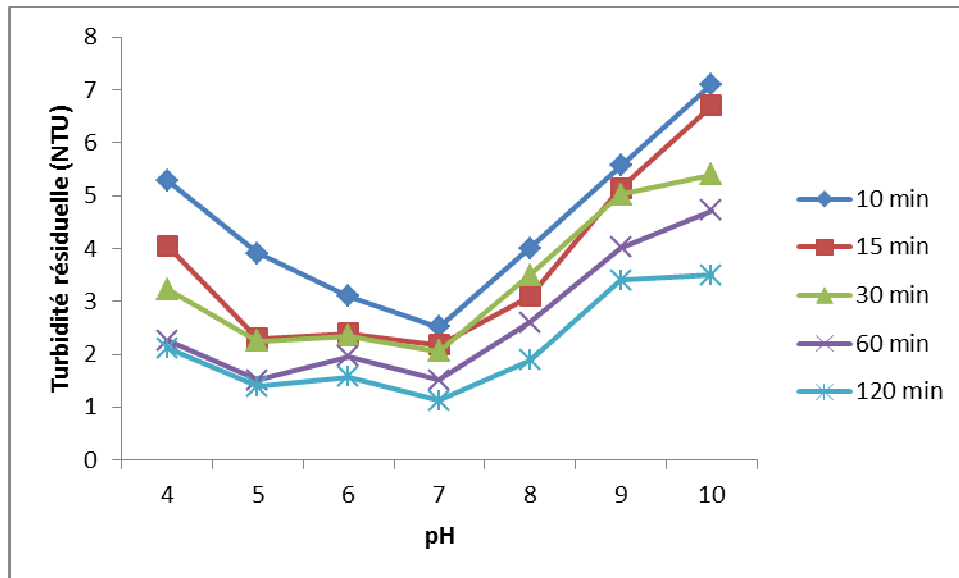
(a)



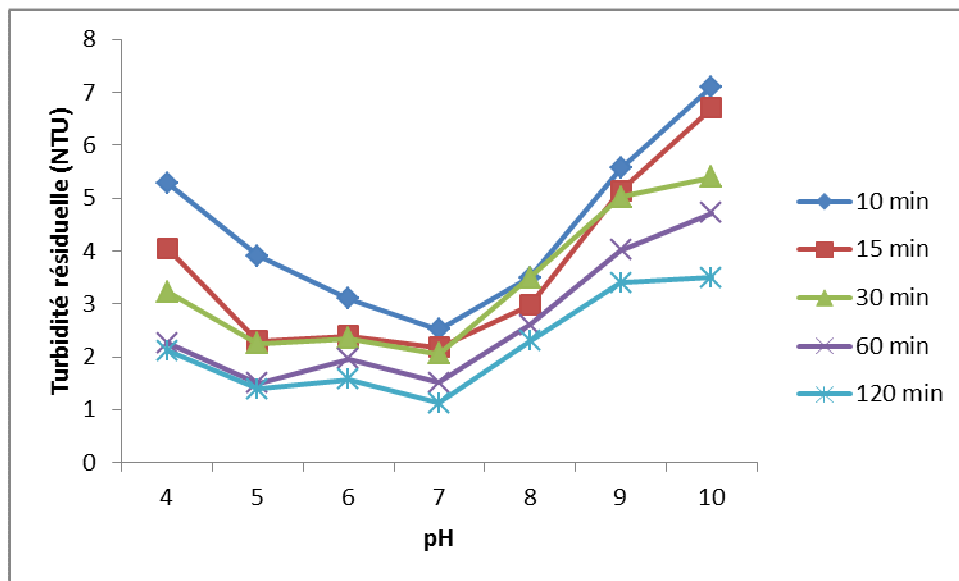
(b)



(c)



(d)



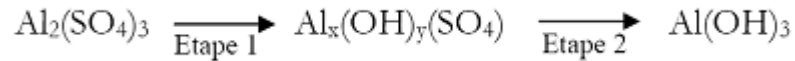
(e)

**Figure IV.13 : Turbidité résiduelle en fonction du pH, pour différents temps de décantation et une dose du bioflocculant de (a) 0,2 mg/l, (b) 0,4 mg/l, (c) 0,6 mg/l, (d) 0,8 mg/l et (e) 1 mg/l. Barrage Mazafran**



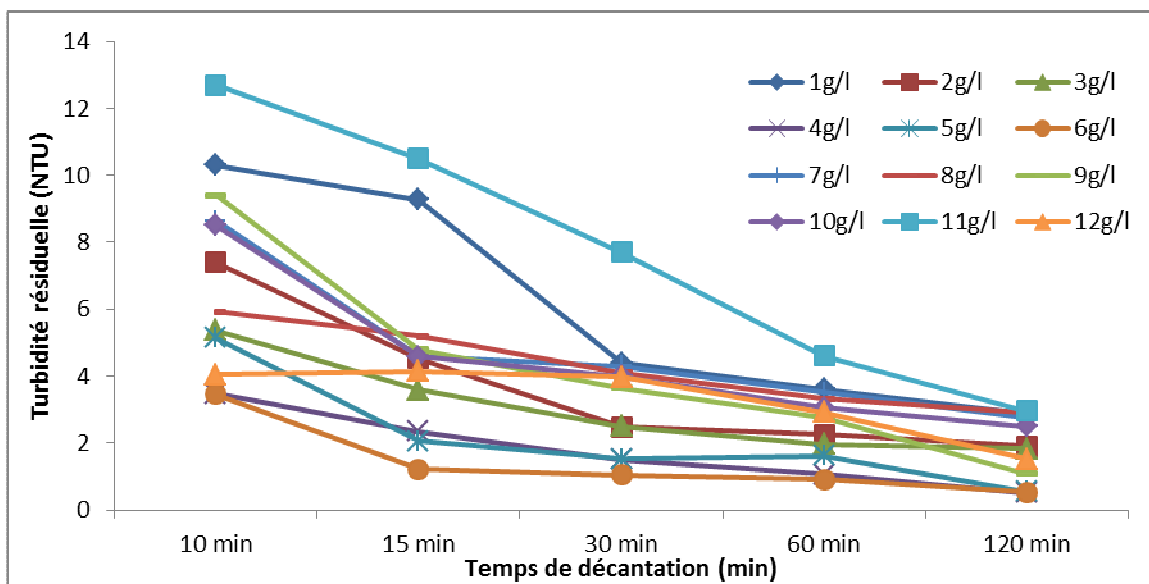
#### IV.3.4 Utilisation du Sulfate d'aluminium seule -Eau de synthèse-

L'hydrolyse de l'Alum se déroule en deux étapes, comme le montre la réaction suivante :



L'étape 1 est une phase d'hydrolyse. Elle neutralise la charge primaire négative des colloïdes. L'étape 2 permet la formation du précipité  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Ce dernier assure le pontage et la coalescence entre les colloïdes déstabilisés (Lind, 1994).

Des essais en Jar test ont été effectués en utilisant des doses croissantes d'alum. Une diminution spectaculaire de la turbidité résiduelle a été observée avec formation rapide de floes volumineux (Figure IV.14). Dans les conditions optimales d'utilisation du sulfate d'aluminium, les floes sont larges et sédimentent très bien en moins de 10 min (Ebeling et al., 2003 ; Bina et al., 2009).



**Figure IV.14 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Agitation à 40 rpm pendant 30min**

Cependant, l'utilisation de ces sels d'aluminium peut causer une augmentation de la teneur en aluminium dans l'eau potable et ainsi avoir un impact considérable, à long terme, sur la santé humaine et celle des écosystèmes.

Une relation entre les concentrations d'aluminium présentes dans l'eau et le risque de contraction de la maladie d'Alzheimer a été signalée par plusieurs travaux de recherches (McLachlan, 1995).

L'aluminium peut aussi avoir des répercussions négatives sur les milieux naturels s'il s'y retrouve en trop grandes concentrations (Wang et al. 2004).

#### IV.3.5 Utilisation du Sulfate d'aluminium combiné au jus de cactus -Eau de synthèse-

L'utilisation du sulfate d'aluminium dans le traitement des eaux, engendre des résidus d'aluminium dans l'eau traité ainsi que dans les boues produites. Dans le but de diminuer l'utilisation du coagulant chimique, nous avons combiné le biofloculant avec le sulfate d'aluminium.

Les résultats obtenus montrent une chute brutale de la turbidité dès les dix premières minutes de la décantation. Le meilleur abattement de la turbidité est obtenu pour une dose de biofloculant égal à 2 mg/L, et une dose de 0,1 g/L de sulfate d'aluminium. Pour les autres concentrations du coagulant chimique combiné avec le jus de cactus, nous remarquons des diminutions similaires après 120 minutes de décantation (Figures IV.15-16).

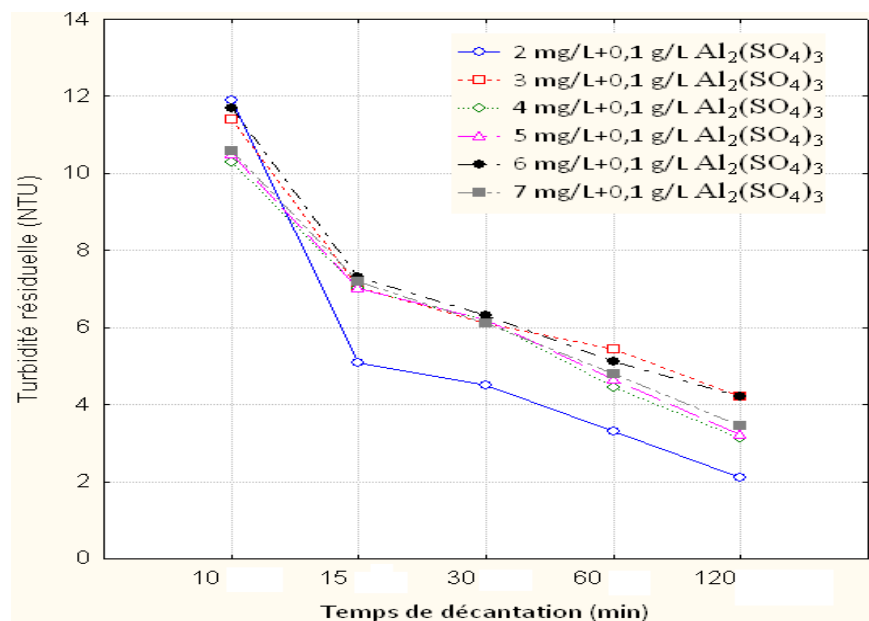
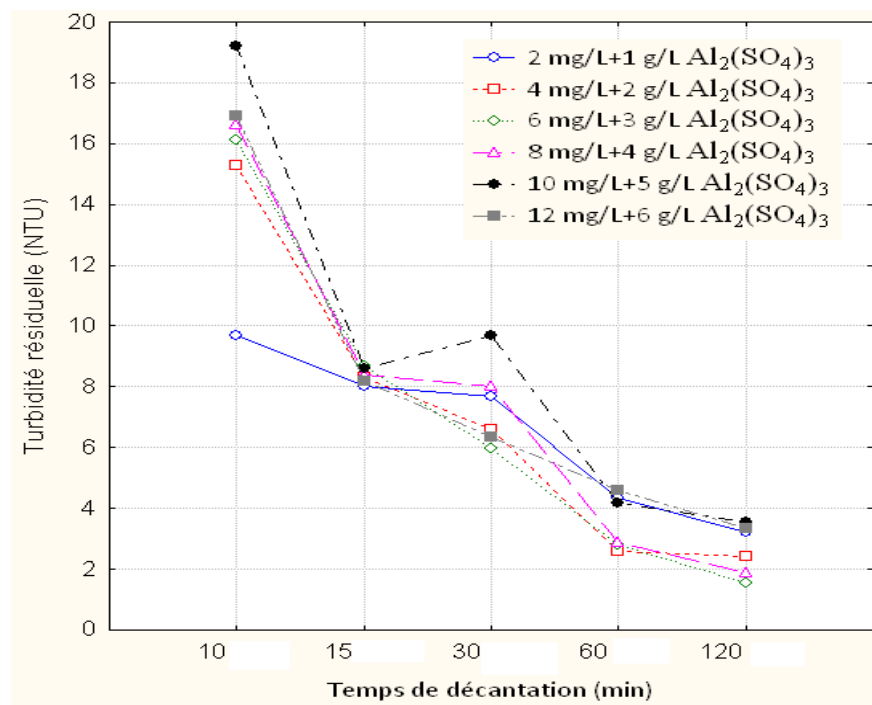


Figure IV.15 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Agitation à 40 rpm pendant 30min



**Figure IV.16 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium combiné au jus de cactus à plusieurs doses**

C'est ainsi que, les coagulants d'origines naturelles comme le cactus peuvent être des alternatives pour remplacer les produits chimiques utilisés telles que l'alum, le chlorure ferrique ou les polymères à base d'aluminium en raison de leur biodégradabilité. Le coagulant naturel est biodégradable, d'un coût peu élevé et non toxique pour l'homme et l'environnement.

### IV.3.6 Utilisation du sulfate d'aluminium seule -Barrage de Taksebt-

L'effet de la nature du coagulant a été étudié en utilisant le sulfate d'aluminium, avec des concentrations égales à celles du biofloculant.

L'addition de ce sel a montré la formation de floccs volumineux qui décantent avec un surnageant clair (Figure IV.17). Les floccs, obtenus sont plus volumineux que ceux formés avec le biofloculant, l'eau du surnageant reste limpide.



Figure IV.17 : Floccs formés lors de l'application du coagulant chimique

La figure IV.18 montre les variations de la turbidité en fonction de la dose du coagulant, pour différents temps de décantation.

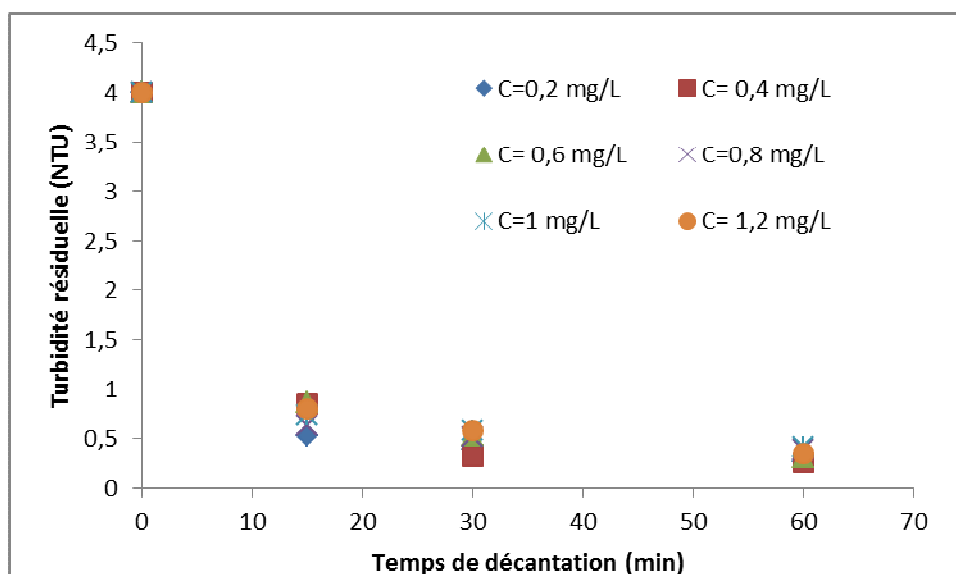
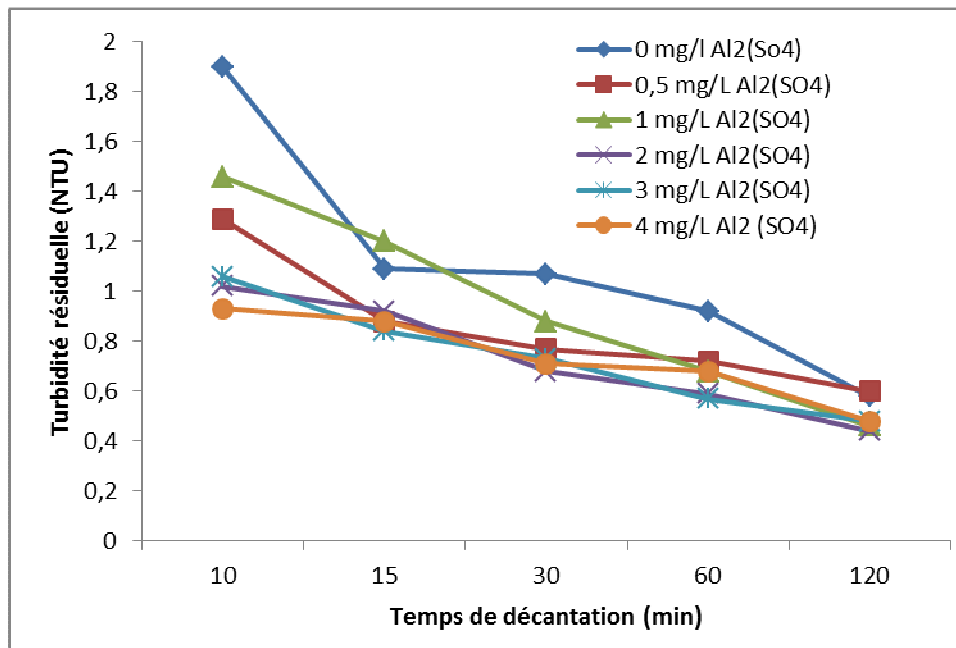


Figure IV.18 : Turbidité en fonction de la dose du sulfate d'aluminium

Les résultats obtenus confirment les données bibliographiques concernant l'élimination de la matière en suspension par le sulfate d'aluminium, les mécanismes qui entrent en jeu sont complexes. Les produits d'hydrolyse des sels d'aluminium sont des coagulants plus efficaces que les ions eux-mêmes.

#### IV.3.7 Utilisation du sulfate d'aluminium – Barrage de Mazafran-

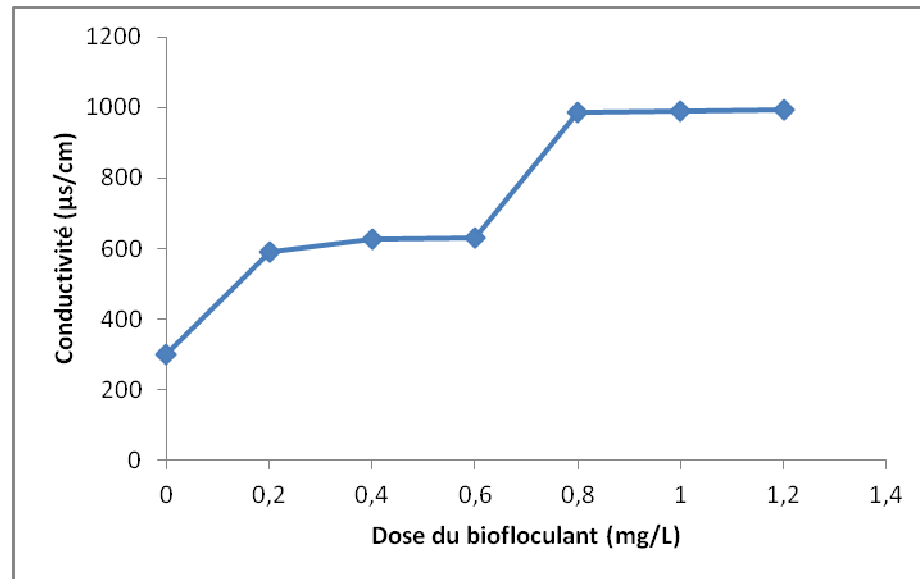
Pour le coagulant chimique, l'abattement de la turbidité pour une concentration de 2mg/l, est quasi-total après 120 minutes de décantation (Figure IV.19).



**Figure IV.19 : Turbidité résiduelle en fonction du temps de décantation pour différentes doses de sulfate d'aluminium. Barrage Mazafran**

#### IV.4 Variation des paramètres de qualité de l'eau

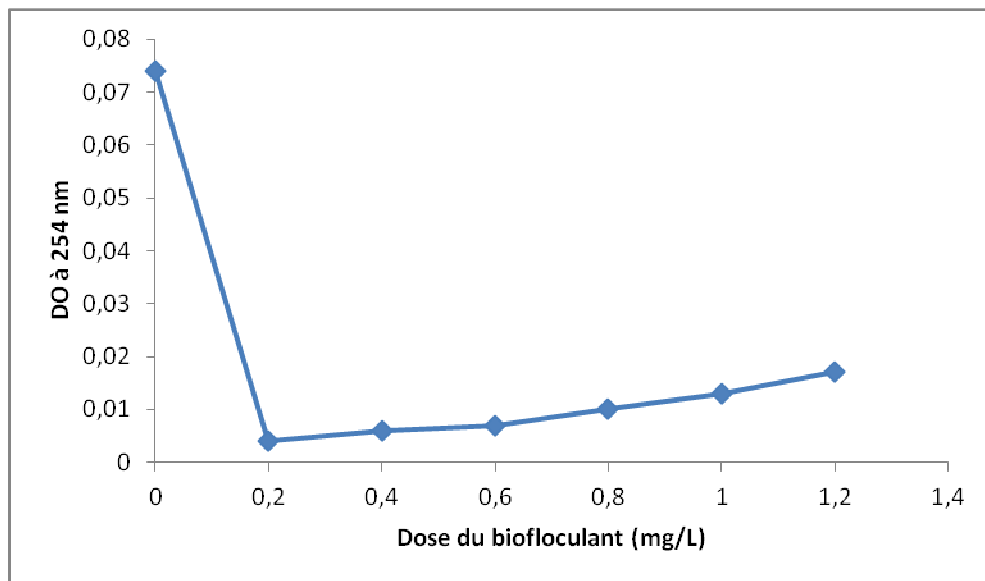
La conductivité du surnageant a été contrôlée après l'opération de traitement de l'eau brute par le jus de cactus. Il a été constaté que la conductivité des deux barrages augmente après le traitement. Ce résultat peut être expliqué par le fait que le biofloculant peut modifier la force ionique de l'eau brute, particulièrement la concentration des sels minéraux et des sels d'acide organique (Figure IV.20).



**Figure IV.20 : Variation de la conductivité de l'eau brute traitée avec le biofloculant**

La matière organique naturelle (MON), déterminée par la mesure de la densité optique à 254 nm, diminue jusqu'à une dose optimale de 0,2 mg/L de biofloculant (Figure IV.21).

Ce résultat corrobore avec celui obtenu précédemment.



**Figure IV.21 : Variation de la densité optique (254 nm) de l'eau brute traitée avec le biofloculant**

## Conclusion générale

Dans le cadre du développement durable et de la protection de l'environnement, nous nous sommes intéressés à la valorisation d'un nouveau produit naturel biodégradable, en tant que flocculant avantageux dans le procédé de traitement physico-chimique par coagulation-floculation des eaux superficielles.

L'objectif de notre travail consiste à étudier le pouvoir flocculant du jus de cactus dans le traitement d'une eau synthétique à base de bentonite et des eaux de surface de barrage. La performance du bioflocculant utilisé a été comparée à celle d'un flocculant chimique (sulfate d'aluminium).

Les résultats obtenus en laboratoire, nous ont permis de tirer les principales conclusions, quant à l'intérêt de la mise en œuvre à l'échelle pilote, puis industrielle, du bioflocculant en clarification :

- L'eau brute de Taksabt est une eau très claire ayant une faible turbidité de 4 NTU, comparativement avec l'eau de synthèse ou l'eau de Mazafran qui sont moyennement turbide de l'ordre de 22 NTU.
- Pour l'eau synthétique, la turbidité résiduelle obtenue est de l'ordre de 4 NTU, pour des pH compris entre 6,5-8,5 et un temps de décantation d'environ une heure. La dose optimale est de 0,2 mg/L de bioflocculant.
- Pour l'eau de barrage de Taksebt, la turbidité résiduelle obtenue est de l'ordre de 0,5 NTU, pour des pH compris entre 7-9 et un temps de décantation d'environ une heure. La dose optimale est de 0,2 mg/L de bioflocculant.
- Pour l'eau de barrage de Mazafran, la turbidité résiduelle obtenue est de l'ordre de 1 NTU, pour des pH compris entre 6-7 et un temps de décantation d'environ une heure. La dose optimale est de 0,2 mg/L de bioflocculant.
- La combinaison du sulfate d'aluminium et du jus de cactus assure une bonne coagulation et permet d'éliminer les particules en suspension.
- La biodégradabilité du jus de cactus permet d'éviter d'éventuels problèmes liés à la santé humaine et à l'environnement causés par certains produits chimiques utilisés dans le traitement de l'eau tels que, le sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique.

- D'un point de vue technico-économique, l'utilisation du jus de cactus permet de réduire les quantités de produits chimiques généralement utilisés. Ce produit naturel permet aussi la substitution du polyélectrolyte synthétique, qui est un flocculant coûteux et potentiellement nocif pour la santé.

Par ailleurs, il serait souhaitable de se pencher sur le processus de coagulation, ainsi que sur la caractérisation du polymère responsable de la floculation pour comprendre le mécanisme d'action dans la mesure où ses premiers résultats s'avèrent intéressants et prometteurs. Le procédé de coagulation-floculation par bioflocculant pourra être rentabilisé et s'intégrer dans le développement durable dans des régions où le cactus est cultivé à grande échelle.

Parmi les autres avantages, le jus de cactus constitue une alternative possible aux coagulants et flocculants chimiques. En conséquence, la boue produite est exempte de fer, d'aluminium et des polymères chimiques.

En perspective, notre étude, pourra être complétée par les investigations suivantes :

- caractériser le jus de cactus avec des techniques plus poussées,
- étudier l'effet du jus de cactus combiné au chitosane sur des eaux de surface,
- reproduire le traitement avec le jus de cactus dans une station de traitement des eaux à l'échelle pilote et industrielle,
- Elargir le traitement avec d'autres bioflocculants et valoriser les espèces locales.

Cette technologie repose sur des matériaux locaux et une main d'œuvre locale, des ressources renouvelables. Elle est relativement peu coûteuse, elle peut contribuer à faire progresser l'objectif d'un développement durable des technologies de traitement des eaux.



## **Références bibliographiques**

## Références bibliographiques

- Abid A., Zouhri A., Ider A. et Kholtei S., 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 (2009) ; Revue des Energies Renouvelables Vol. **12** N°2, pp. 321 – 330.
- Achour S., Guergazi S., Incidence de la minéralisation des eaux algériennes sur la réactivité de composés organiques vis-à-vis du chlore (2002), Rev. Sci. Eau, 15, 3, 649-668.
- Adan C., Bahamonde A., Fernandez-Garcia M., and Martinez-Arias A., Structure and activity of nanosized iron-doped anatase TiO<sub>2</sub> catalysts for phenol photocatalytic degradation (2007), Applied Catalysis B: Environmental, **72**, 11–17.
- Ahmad A.L., Sumathi S., Hameed B.H. Residual oil and suspended solid removal using natural adsorbents chitosan, bentonite and activated carbon: A comparative study(2005). Chemical Engineering Journal **108**, 179–185.
- Amirtharajah A., O'Mella C. R.. Coagulation Processes: Destabilization, Mixing, and Flocculation (1990). Chapitre 4, Water quality and Treatment: a Handbook of community Water Supplies. A WWA. 4th edition, 269-365.
- Bensadok K., Procédé de traitement d'émulsion huile/eau et eau/huile. Cas particulier d'émulsions d'huile de coupe (2007). Thèse de Doctorat d'Etat, université des Sciences et de Technologie Houari Boumedienne.
- Bouras O.. Propriétés adsorbantes d'argiles pontées organophiles : Synthèse et caractérisation (2003). Thèse de doctorat, Ecole Doctorale Sciences : Technologie et Santé, Faculté des Sciences et Techniques, Université de Limoges, France.
- Bina B., Mehdinejad M. H., Nikaeen M., Movahedian Attar H. (2009). Effectiveness of Chitosan As Natural Coagulant Aid In Treating Turbid Waters (2009). Iran. Journal. Environment. Health. Science. Engineering., , Vol. **6**, No. 4, pp. 247-252.
- Cardot C, Les traitements de l'eau. Procédés physico-chimiques et biologiques (1999) Ellipses Edition Marketing S.A.,.

- Carmen Saenz, Utilizacion agroindustrial del nopal Bulletin des services Agricoles de la FAO (2006) 162, Roma, pp.107-109109.
- CIDF-L des Eaux. CIDF Centre International De Formation. Principes généraux de traitement des eaux (2000) Lyonnaise des Eaux,.
- Corbitt A.. Standard Handbook of Environmental Engineering (1990). McGraw-Hill, Inc. 12-14.
- Crittenden, J. C.; Trussell, R. R.; Hand, D. W.; Howe, K. J.; Tchobanoglous, G., Water Treatment Principles and Design (2005), 2nd ed.; John Wiley & Sons, Inc.: Hoboken, New Jersey.
- Degremont, Mémento technique de l'eau (2005) : Tome 2. Lavoisier SAS – Lexique technique de l'eau, Paris, dixième édition.
- Desjardins C. Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (ACTIFLO) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test (1999). Mémoire de Maîtrise Es Sciences Appliquées (Génie Civil), Département Des Génies Civil, Géologique et des Mines, Ecole Polytechnique de Montréal, Canada.
- Di Paola A., Marci G., Palmisano L., Schiavello M., Uosaki K., Ohtani B., Preparation of Polycrystalline TiO<sub>2</sub> Photocatalysts Impregnated with Various Transition Metal Ions: Characterization and Photocatalytic Activity for the Degradation of 4-Nitrophenol (2002), J. Phys. Chem. B, **106**, 637-645.
- Díaz Medina E.M., Rodríguez Rodríguez E.M. and. Díaz Romero C. . Chemical characterization of Opuntia dillenii and Opuntia ficus indica fruits (2006), Food Chemistry, (Article in Press - on line sc.direct 27 sept 2006).
- Drouiche M. Traitement des eaux de surface et des eaux de rejet d'huilerie d'olive par ultrafiltration et procede à oxydation avancée UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>(2006). Thèse de doctorat d'Etat.
- Ebeling J.M., Sibrell P., Ogden S., .Summerfelt SEvaluation of chemical coagulation\_/floculation aids for the removal of suspended solids and phosphorus from intensive recirculating aquaculture effluent discharge (2003). Aquacultural Engineering. 29: 23-42.

- Galati E. M, Monforte M. T., Miceli N., Mondello M. R., Taviano M. F., Galluzzo M. and Tripodo M. M., *Opuntia ficus indica* (L.) Mill. mucilages show Cytoprotective Effect on Gastric Mucosa in Rat. *Phytotherapy research Phytother. Res.* 21, 344–346 (2007). Published online 12 January 2007 in Wiley Inter Science.
- Gomella C., Guerrée H.. *Le traitement des eaux publiques industrielles et privées* (1978). Edition Eyrolles, Paris, France.
- Goycoolea, F. M.; Cardenas, A. Pectins from *Opuntia* spp.: A short review. *J. Prof. Assoc. Cactus Dev.* (2003), **5**, 17–29.
- Habibi Y., .*Contribution à l'étude morphologique, ultrastructurale et chimique de la figue de barbarie. Les polysaccharides pariétaux : caractérisation et modification chimique* (2004). Thèse de doctorat Université Cadi Ayyad.
- Hadj sadok T., Aid F., Bellal M., Maria Stela Abdul Hussain. *Composition chimique des jeunes cladodes d'opuntia ficus indica et possibilités de valorisation alimentaire.* Algérie (2008). *Agricultura, agricultural practice and science journal*, Vol **65**, No 1-2.
- Hamadani M., Reisi-Vanani A. and Majedi A., Preparation and characterization of S-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles, Effect of calcination temperature and evaluation of photocatalytic activity (2009), *Materials Chemistry and Physics*, **116**, , 376-382.
- Hernández De León H. R. *Supervision et diagnostic des procédés de production d'eau potable* (2006). Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Toulouse, France.
- Jenkins R., Snyder R. L., *Introduction to X-ray Powder Diffractometry* (1996), John Wiley and Sons, New York,.
- Kaufhold S., Dohrmann R.. Detachment of colloidal particles from bentonite in water (2007). *Clay Science*: 39, 50-59.
- Kevin A Young, A. A.; Thomas Pichler, M.; Picquart, Norma, A. Alcantar, Using the Mexican Cactus as a New Environmentally benign material for the removal of contaminants in drinking water (2005). *Mater. Res. Soc.* , 93, 965–966.
- Kumbhar A. et Chumanov G., Synthesis of iron(III)-doped titania nanoparticles and its application for photodegradation of sulforhodamine-B pollutant (2005), *Journal of Nanoparticle Research*, , 7, 489–498.

- Lagaly G.. From Clay Mineral Crystals to Colloidal Clay Mineral Dispersions in Coagulation and Flocculation ( Cobias, B. eds) (1993) 427-494. Marcel Dekker Inc: New York, USA.
- Lefebvre E. Etude par des paramètres globaux de la matière organique d'eaux brutes et clarifiées (1995). Rev. Sci. Eau 8 (2) 125-150.
- Le Houérou H.N., 1996. The role of cacti (*Opuntia* spp.) in erosion control, land reclamation rehabilitation and agricultural development in the Mediterranean basin. Journal of Environments, 33: 135-159.
- 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.
- Li F.B., Li X.Z., Hou M.F., Cheah K.W., Choy W.C.H., Enhanced photocatalytic activity of Ce<sup>3+</sup>-TiO<sub>2</sub> for 2-mercaptobenzothiazole degradation in aqueous suspension for odour control, Applied Catalysis A: General, 285, **2005**, 181–189.
- Li Z., Shen W., He W., Zu X., Effect of Fe-doped TiO<sub>2</sub> nanoparticle derived from modified hydrothermal process on the photocatalytic degradation performance on methylene blue, J. Haz. Mater, 155, **2008**, 590–594.
- Lind (1994). Coagulation Control and Optimization. Part 1, Public Works.
- Liu Y., Liu J., Lin Y., Zhang Y. , Wei Y., Simple fabrication and photocatalytic activity of S-doped TiO<sub>2</sub> under low power LED visible light irradiation, Ceramics International, 35, **2009**, 3061–3065.
- McLachlan, D.R.C. (1995). Aluminum and the risk for Alzheimer's disease, Environmetrics. 6:233-275.
- Marquié F. B., Puech-Costes E., Braun A.M., Oliveros E., Maurette M-T., Photocatalytic degradation of 2,4-dihydroxybenzoic acid in water: efficiency optimization and mechanistic investigations, J. Photochem. Photobiol. A: Chemistry, 108, **1997**, 65-71.
- Medina-Torres, L.; Brito-De La Fuente, E.; Torrestiana-Sanchez, B.; Katthain, R. Rheological properties of the mucilage gum (*Opuntia ficus indica*). Food Hydrocolloids 2000 , 14 (5), 417–424.

- Meysami B., Kasaeian A. B. (2004). Use of coagulations in treatment of olive oil wastewater model solutions by induced air flotation. *Bioresource Technology* 96: 303- 307.
- Miller Sarah M., Ezekiel J. Fugate, Vinka Oyanedel Craver, James A. Smith, And Julie B. Zimmerman. Understanding the Efficacy and Mechanism of *Opuntia* spp. As a Natural Coagulant for Potential Application in Water Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 2008, 42, 4274–4279.
- Nagaveni K., Hegde M. S., et Madras G., Structure and Photocatalytic Activity of  $Ti_{1-x}M_xO_2$  (M = W, V, Ce, Zr, Fe, and Cu), Synthesized by Solution Combustion Method, *J.Phys. Chem. B*, **2004**, 108, 20204–20212.
- Navio J.A., Testa J.J., Djedjeian P., Padro J.R., Rodriguez D., Litter M. I., Iron-doped titania powders prepared by a sol-gel method. Part II: Photocatalytic properties, *Applied Catalysis A: General*, 178, **1999**, 191-203.
- Nefzaoui, A., H. Ben Salem et L. Ben Salem. 1995. Agnelles l'alimentation avec des rations à base de cactus. Effet du type de supplément d'azote. IVe Symposium international sur la nutrition des herbivores - Satellite "utilisation des ressources fourragères des ruminants dans les pays chauds», Montpellier (France), 7-9 Septembre 1995.
- Ohno T., Akiyoshi M., Umebayashi T., Asai K., Mitsui T., Matsumura M., Preparation of S-doped  $TiO_2$  photocatalysts and their photocatalytic activities under visible light, *Applied Catalysis A: General*, 265, **2004**, 115–121.
- Onesippe C., (2005). Etude des systèmes polyélectrolytes/Tensioactif en phase aqueuse et l'interface liquide/gaz. Application à l'élaboration de micro – capsules. Thèse de doctorat, Ecole Doctorale : Science chimiques et physique, Université de Montpellier II, France.
- Poupon J.E. Cactus et ressources fourragères. Dans Amélioration et aménagement des parcours forestiers. 1975 : MAMVA.
- Ranjit K. T., Viswanathan B., Synthesis, characterization and photocatalytic properties of iron-doped  $TiO_2$  catalysts, *J. Photochem. Photobiol. A: Chemistry*, 31, **1997**, 79-84.

- Rodríguez-Felix, A. and M. Cantwell. 1988. Developmental changes in composition and quality of prickly pear cactus cladodes (nopalitos). *Plant Foods for Human Nutrition* 38:83-93.
- Saenz, C.; Sepulveda, E.; Matsuhiro, B. *Opuntia* spp mucilage's: A functional component with industrial perspectives. *J. Arid Environ.* 2004 , 57, 275–290.
- Singer P. C., Chang S. D. (1989). Correlations Between THM and Total Organic Halides Formed During Water Treatment, *AWWA*, 81: 8: 61.
- Tardat-henry M., Beaudry J. (1984), *Chimie des eaux*, Ed. Le Griffon d'argile, INC, Québec.
- Tegegne, F., C. Kijora und KJ Peters: Study on the effects of incorporating various levels of cactus pear (*Opuntia ficus-indica*) on the performance of sheep. *Deutscher Tropentag*, 11.-13.10.2005, Hohenheim, p. 28.
- Tirilly et Bourgeois, 1999. *Répertoire générale des aliments*, 1996.
- Tong T., Zhang J., Tian B., Chen F., He D, Preparation of Fe<sup>3+</sup>-doped TiO<sub>2</sub> catalysts by controlled hydrolysis of titanium alkoxide and study on their photocatalytic activity for methyl orange degradation, *J. Haz. Mat.*, 155, **2008**, 572–579.
- Tongpool R., Setwong K., Sulfur doping and its effect on TiO<sub>2</sub> photoactivity, *Songklanakarin, J. Sci. Technol.*, 30, **2008**, 201-206.
- Trachtenberg, S.; Mayer, A. M. Composition and properties of *Opuntia ficus indica* mucilage. *Phytochemistry* 1981 , 20 (12), 2665–2668.
- Valentin N.. Construction d'un capteur logiciel pour le contrôle automatique du procédé de coagulation en traitement d'eau potable. Thèse de doctorat, UTC/Lyonnais des Eaux/CNRS, 2000.
- Van L. M., Zang G. M. (1997). Effect of aqueous phase properties on clay particle zeta potential and electro-osmotic permeability: implications for electro-kinetic oil remediation processes. *J. Hazard. Mater.* 55 (1), 1-22.
- Wang C., Bottcher C, Bahnemann D. W., Dohrmann J.K., A comparative study of nanometer sized Fe(III)-doped TiO<sub>2</sub> photocatalysts: synthesis, characterization and activity, *J. Mater. Chem.*, **2003**, 13, 2322 – 2329.

- Wang, D., W. Sun, Y. Xu, H. Tang and J. Gregory (2004) Speciation stability of inorganic polymer flocculant–PACl. *Colloids and Surfaces A: Physicochem. Eng. Asp.* 243 (1-3): 1-10.
- Wang X.H., J.G. Li, Kamiyama H., Moriyoshi Y. and Ishigaki T., Wavelength-Sensitive Photocatalytic Degradation of Methyl Orange in Aqueous Suspension over Iron(III)-doped TiO<sub>2</sub> Nanopowders under UV and Visible Light Irradiation, *J. Phys. Chem. B*, 110, **2006**, 6804-6809.
- Weber, W. J., *Physiochemical Processes for Water Quality Control*. John Wiley & Sons, Inc.: New York, 1972.
- Xu J-H., Li J., Dai W-L., Cao Y., Li H., Fan K., Simple fabrication of twist-like helix N,S-codoped titania photocatalyst with visible-light response, *Applied Catalysis B: Environmental*, 79, **2008**, 72–80.
- Yang X., Cao C., Erickson L., Hohn K., Maghirang R., Klabunde K., Photocatalytic degradation of Rhodamine B on C-, S-, N-, and Fe-doped TiO<sub>2</sub> under visible-light irradiation, *Applied Catalysis B: Environmental*, 91, **2009**, 657–662.
- Young, K. The Mucilage of *Opuntia ficus indica*: a natural, sustainable and viable water treatment technology for use in rural Mexico for reduction turbidity and arsenic contamination in drinking water. Master's Thesis, University of South Florida, Tampa, 2006.
- Young, K. A., Alcantar, N. A., Cunningham, A. Cactus goo purifies water. *Science News* 2005.
- Zengo I., Maiga A.H., Wéthé J., Valentin G., Leclerc J.P., Paternotte G., Lapique F., Electrocoagulation for the treatment of textile wastewaters with Al or Fe electrodes : Compared variations of COD levels, turbidity and absorbance, *Journal of Hazardous Materials* 169 (2009) 70-76.
- Zhang Z., Wang C-C., Zakaria R., Ying JY., Role of particle size in nanocrystalline TiO<sub>2</sub>-based photocatalysts, *J. Phys. Chem. B*, **1998**, 102, 10871-10878.
- Zhang, J.; Zhang, F.; Luo, Y.; Yang, H. A preliminary study on cactus as coagulant in water treatment. *Process Biochem.* **2006**, 41, 730–733.



# **Annexes**

## Annexe 1

### Dosage de l'azote total par la méthode de KJELDAHL

La méthode de **KJELDAHL** permet de doser le pourcentage d'azote total dans le matériau traité. Elle s'effectue en trois étapes :

a- Minéralisation : on ajoute à 2g d'échantillon 10ml de H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> concentré, chauffer jusqu'à décoloration, poursuivre le chauffage pendant 2 heures.

b- Distillation :

Placer l'extrémité du condenseur dans un Erlen de 150ml d'acide borique à 40% et quelques gouttes du réactif de Thosiro.

Verser le contenu du Matra dans le réservoir de distillation, ajouter quelques gouttes de phénophtaléine ;

Ouvrir le robinet puis rincer le réservoir

Ajouter 23ml de lessive de soude (15N), rincer en prenant soin de ne jamais mettre en contact l'atmosphère avec l'intérieur et surveiller la présence de liquide dans le siphon ;

Ouvrir le robinet de vapeur et distiller pendant 5 mn ;

Enlever l'Erlen et rincer l'extrémité du réfrigérant ;

c- Le titrage :

Titrer avec H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (N/50) jusqu'à coloration rose mauve, le pourcentage de l'azote est calculé par la formule suivante :

$$\% \text{ d'azote total} = d * V_a * 0.28 / (m_e * 1000) * 100$$

Avec V<sub>a</sub> : Volume d'acide ajouté (ml)

m<sub>e</sub> : Masse de la prise d'essai

d : Densité de l'échantillon à doser.

% protéines = % d'azote total \* 6.25.

### Dosage des sucres réducteurs

Cette méthode est basée sur la formation d'un chromatophore entre le réactif DNS et les terminaisons réductrices des molécules des sucres. En effet à température élevée, en milieu basique et en présence des sucres réducteur, le réactif DNS de couleur jaune est réduit en acide 3 Amino-5-nitrosalicylique (brun), et les groupements aldéhydes des sucres sont oxydés en groupements carboxyles.

#### Réactif DNS :

Acide dinitrosalicylique	1%
Phénol	0.2%
Sulfite de sodium	0.05%
NaOH	1%
Tartrate double de sodium et de potassium	40%
Etalon : Glucose	

Les réactifs doivent être mélangés dans l'ordre indiqué ci-dessus à l'exception du tartrate double de sodium et de potassium qui doit être préparé seul et ajouté aux échantillons après ébullition.

### Mode opératoire :

Mettre 3 ml d'échantillon convenablement dilué dans un tube à essai, ajouter le réactif DNS, agitez le, et plongez le dans un bain marie bouillant pendant 5mn ajouter 1ml du sel de Rochelle et laissez refroidir. L'échantillon est dosé à 575 nm. Les concentrations des sucres réducteurs sont déterminées par spectrophotométrie d'absorption moléculaire. Le principe de cette méthode repose sur le fait que toute solution colorée traversée par un faisceau de lumière de longueur d'onde spécifique à l'élément recherché, absorbe une fraction de la lumière incidente.

La quantité de la lumière absorbée est proportionnelle à la concentration du composé coloré recherché, c'est la loi de BEER-LAMBERT qui s'exprime ainsi :

$$DO = \text{Log } I_0/I = kLC$$

$I_0$  : intensité faisceau lumineux monochromatique incident. (Sans unité).

$I$  : intensité faisceau lumineux (sans unité).

$L$  : épaisseur de la cuve (1cm).

$K$  : coefficient d'extinction moléculaire ( $L \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{cm}^{-1}$ ).

$C$  : concentration du corps absorbant dans la solution (en  $\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ ).

$DO$  : densité optique lue directement sur le spectrophotomètre (sans unité).

Les densités optiques sont converties en concentration au moyen d'une courbe d'étalonnage établie préalablement (Figure N° 27).

Cela nous permettra de tracer la courbe de l'évolution de la concentration des sucres réducteurs en fonction du temps et de calculer le rendement d'hydrolyse.

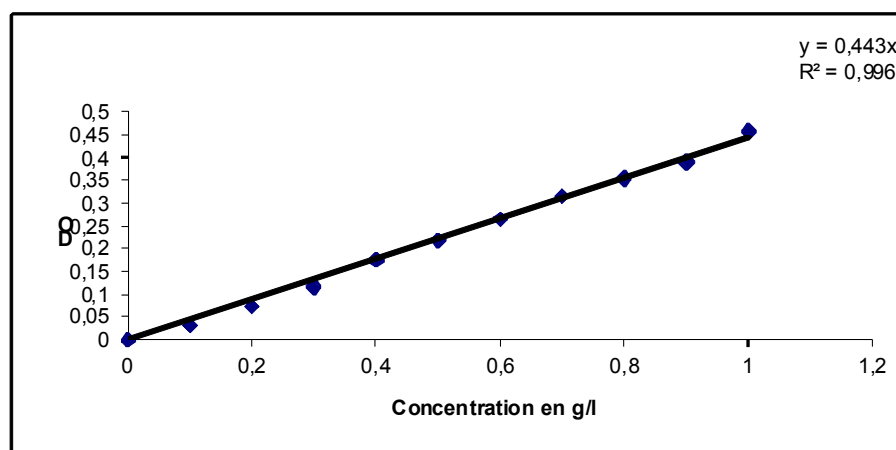


Figure 1-1 : Evolution de la densité optique en fonction de la concentration des sucres réducteurs.

### **Dosage des protéines : La méthode Biuret**

En milieu alcalin, les composés contenant au moins deux groupements  $-CO-NH-$  ou  $-CO-NH_2$  voisins forment avec les ions cuivriques ( $Cu^{++}$ ) un complexe bleu-violet. Cette coloration se développe en particulier avec le biuret ( $NH_2-CO-NH-CO-NH_2$ ) d'où son nom.

L'intensité de la coloration est proportionnelle au nombre de liaisons peptidiques. Il en résulte que pour une protéine pure, l'intensité est proportionnelle à la concentration de celle-ci. Toutefois cette concentration ne doit pas excéder 10mg/l

#### **Mode opératoire :**

La gamme d'étalonnage se fait comme suit : A partir d'une solution de peptone étalon mère à 5g/l, nous préparons la gamme suivante :

Dans cinq tubes à essai, introduire des volumes de la solution étalon contenant : 2 ; 4 ; 6 ; 8 et 10 mg de protéines.

Compléter chaque tube à 2 ml avec de l'eau physiologique, puis ajouter 8 ml de réactif de Biuret préparé comme suit :

Sulfate de cuivre ( $CuSO_4$ )..... 1,5g

Ethyldiméthyltétracétique (EDTA)..... 6g

KI..... 1g

NaCl..... 0,9g

Dans 300ml d'eau distillée.

Ajouter en une fois 300 ml de NaOH à 2,5M, puis compléter à 1L. Placer les tubes 30 min à l'obscurité pour développer la coloration.

Mesurer l'absorbance à 545 nm contre un blanc, dans lequel la solution protéique est remplacée par de l'eau physiologique.

Pour le dosage des protéines, Procéder comme pour la gamme sur 0,5ml de la solution à doser, éventuellement diluée pour se situer dans la gamme.

### **Dosage des chlorures : La méthode de MOHR**

Selon la méthode de MOHR : (Norme AFNOR NF T 90 014). On fait agir un milieu neutre, une solution de nitrate d'argent sur une prise d'essai connue en présence de chromate de potassium comme indicateur.

Réactifs :

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

Mode opératoire :

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

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

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

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

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

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

K : facteur dépendant de la dilution

### **Dosage des sulfates : La méthode turbidimétrique**

Cette méthode est basée sur le fait que les ions SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> se précipitent en milieu acide et en présence du chlorure de baryum (BaCl<sub>2</sub>) pour former (BaSO<sub>4</sub>).

Réactifs :

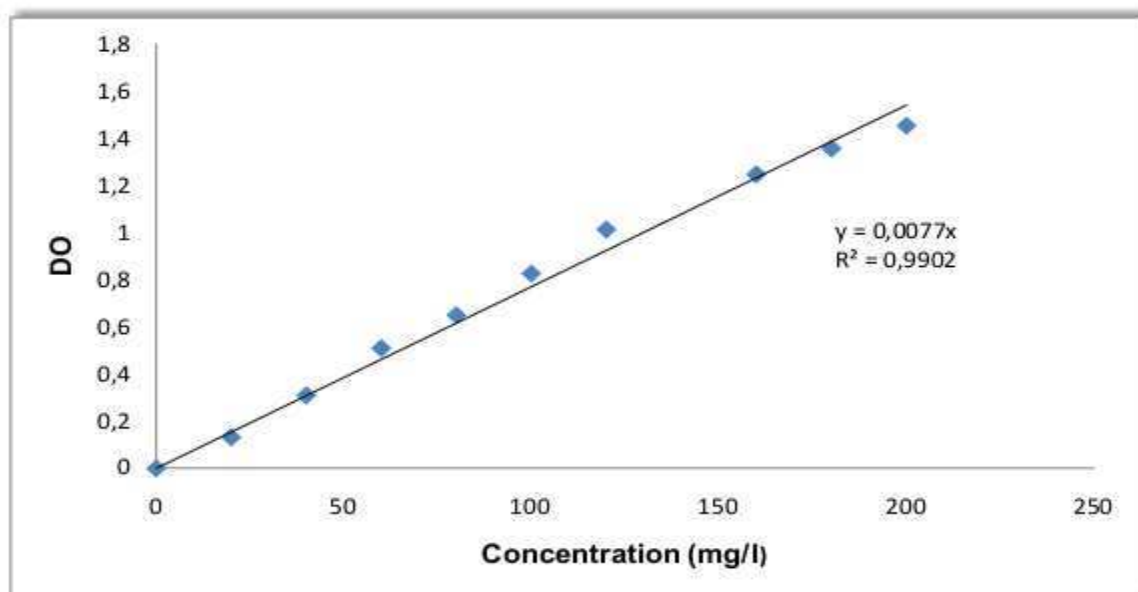
- Solution stabilisante : (chlorure de magnésium, acétate de sodium, nitrate de potassium, acide acétique).
- Chlorure de baryum.

Préparation de la solution stabilisante :

Dissoudre 30g de (MgCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O), 5g (CH<sub>3</sub>COONa, 3H<sub>2</sub>O), 1g KNO<sub>3</sub> et 20ml CH<sub>3</sub>COOH (99%) dans 500ml d'eau distillée puis compléter à 1L.

Mode opératoire :

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



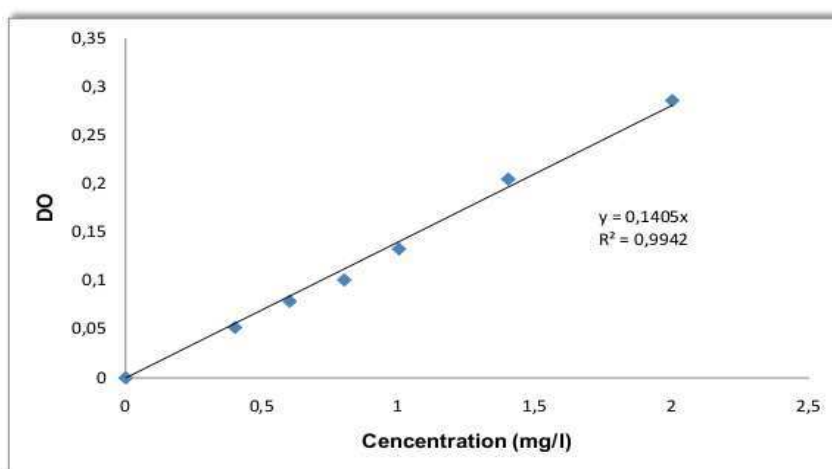
Courbe d'étalonnage des ions sulfates

## Dosage des ions ammonium : La méthode de NESSLER

Le réactif de NESSLER (iodo-mercure de potassium alcalin) en présence d'ammoniaque est décomposé avec formation d'iodure de dimercuriammonium qui permet le dosage colorimétrique des ions ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ).

### **Mode opératoire :**

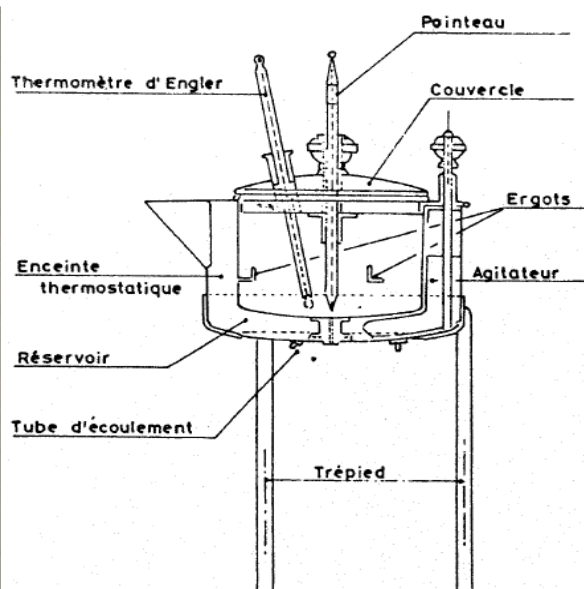
Verser à 5mL d'échantillon à doser (convenablement dilué), 0,1 mL de réactif de NESSLER. Décaler l'ajout du réactif 1mn par tube. Laisser incuber à température ambiante pendant 10minutes après l'ajout du réactif de NESSLER. Lire la DO à 420nm. Enfin, déduire de la courbe d'étalonnage dont la gamme de concentration est de 0 à 2 ppm en  $\text{NH}_4^+$ , la teneur en azote ammoniacal présente de l'échantillon.



Courbe d'étalonnage  $\text{NH}_4^+$

### Détermination de la viscosité Engler :

La viscosité Engler d'un liquide est le rapport de la durée d'écoulement de 200 ml de ce liquide à travers l'orifice calibré d'un viscosimètre Engler, à 50 °C à la durée d'écoulement de 200 ml d'eau distillée à 20 °C. Ce rapport s'exprime en degré Engler (°E).



### Détermination des phosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) : (ISO N° 6878)

#### **Principe :**

Formation en milieu acide d'un complexe avec le molybdate d'ammonium et le tartrate double d'antimoine et de potassium. Réduction par l'acide ascorbique en un complexe coloré en bleu qui présente deux valeurs maximales d'absorption l'une vers 700 nm, l'autre plus importante à 880 nm.

#### **Appareil :**

Spectrophotomètre UV- Visible

#### **Réactifs :**

##### **1. Réactif Mixte :**

Heptamolybdate d'ammonium ..... 13 g.

Eau distillée ..... 100 ml.

Tartrate d'antimoine ..... 0.35 g.

Eau distillée ..... 100 ml.

Acide sulfurique pur ..... 150 ml

Eau distillée ..... 150 ml.

Mélanger les trois solutions, conserver le réactif dans un flacon brun.

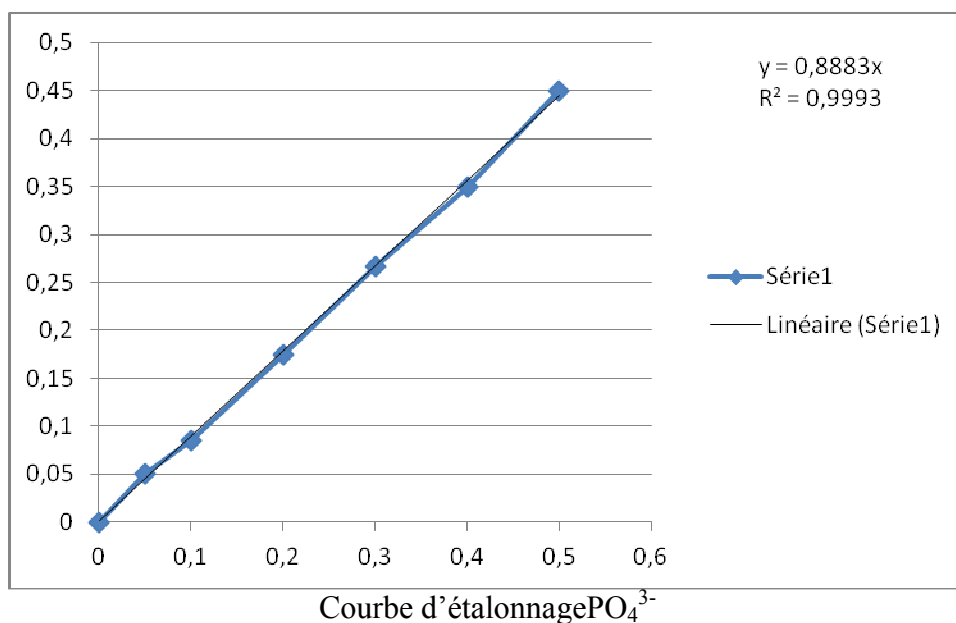
##### **2. Acide ascorbique à 10 % :**

Acide ascorbique.....10g.

Eau distillée .....100ml.

### Mode opératoire :

- Prendre 40 ml d'eau à analyser.
- Ajouter 1 ml acide ascorbique
- Ajouter 2 ml du réactif mixte.
- Attendre 10 mn le développement de la couleur bleue.
- Effectuer la lecture à une longueur d'onde de 880 nm.
- La teneur en phosphates est déduite du graphe d'étalonnage



### Détermination du taux de cendre

Le principe repose sur l'incinération de 1g de poudre de carapace à 900°C pendant 2,5h dans un four à moufle (AFNOR, 1988) (NF V03-922, 1967).

Le taux de minéralisation (TM) (%) se calculera par :

$$TM = \left[ \frac{m_2 - m_0}{m_1 - m_0} \right] \times 100 \dots (2)$$

**m<sub>2</sub>** : masse du creuset chargé de la prise d'essai après incinération (g).

**m<sub>0</sub>** : masse du creuset vide (g).

**m<sub>1</sub>** : masse du creuset chargé de la prise d'essai avant incinération (g).

**TM** : taux de minéralisation.

### Détermination de la matière sèche et de la teneur en eau

Le principe de la méthode de détermination de la teneur en matière sèche consiste en une évaporation de l'eau d'une prise d'essai jusqu'à une masse constante à l'étuve pendant 24 heures.

La teneur en eau est la proportion d'eau dans le cactus. Elle est déduite par perte de poids à la dessiccation - 103-105°C à l'étuve pendant 24 heures.



## Annexe 2

### CONCENTRATIONS ACCEPTABLES ET ADMISSIBLES DES SUBSTANCES ET PROPRIÉTÉS CHIMIQUES QUI INFLUENT SUR LA POTABILITÉ

Substance ou traitement	Maximum acceptable	Maximum admissible
Matières solides totales	500 mg/l	1500 mg/l
Couleur	5 unités <sup>a</sup>	50 unités <sup>a</sup>
Turbidité	5 unités <sup>b</sup>	25 unités <sup>b</sup>
Goût	Limite subjective d'acceptabilité	—
Odeur	Limite subjective d'acceptabilité	—
Fer (Fe)	0,3 mg/l	1,0 mg/l
Manganèse (Mn)	0,1 mg/l	0,5 mg/l
Cuivre (Cu)	1,0 mg/l	1,5 mg/l
Zinc (Zn)	5,0 mg/l	15 mg/l
Calcium (Ca)	75 mg/l	200 mg/l
Magnésium (Mg)	50 mg/l	150 mg/l
Sulfates (SO <sub>4</sub> )	200 mg/l	400 mg/l
Chlorures (Cl)	200 mg/l	600 mg/l
pH	7,0-8,5	Moins de 6,5 ou plus de 9,2
Sulfate de magnésium + sulfate de sodium	500 mg/l	1000 mg/l
Composés phénoliques (en phénol)	0,001 mg/l	0,002 mg/l
Extraction chloroformique sur charbon (ECC: polluants organiques)	0,2 mg/l	0,5 mg/l <sup>c</sup>
Alcoylbenzène-sulfonates (ABS: agents tensio-actifs)	0,5 mg/l	1,0 mg/l

D'après les Normes internationales pour l'eau de boisson, 2<sup>e</sup> éd., Organisation mondiale de la Santé (1965), p. 31.