

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉTUDE DE LA PERFORMANCE DU CHITOSANE COMME COAGULANT POUR
L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ DES EAUX USÉES

MARIE-BÉATRICE GIDAS
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES (CGM)
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
JANVIER 1998



National Library
of Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions et
services bibliographiques

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

Our file Notre référence

The author has granted a non-exclusive licence allowing the National Library of Canada to reproduce, loan, distribute or sell copies of this thesis in microform, paper or electronic formats.

The author retains ownership of the copyright in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque nationale du Canada de reproduire, prêter, distribuer ou vendre des copies de cette thèse sous la forme de microfiche/film, de reproduction sur papier ou sur format électronique.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

0-612-38681-3

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

ÉTUDE DE LA PERFORMANCE DU CHITOSANE COMME COAGULANT POUR
L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ DES EAUX USÉES

présenté par: GIDAS Marie-Béatrice

en vue de l'obtention du diplôme de: Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de:

M. DELISLE CLAUDE, Ph.D., président

M. BRIERE FRANÇOIS, ing., M.E., membre et directeur de recherche

M. HAUSLER ROBERT, ing., Ph.D., membre

A ma Grand-mère

A mes parents

REMERCIEMENTS

Je prie mon directeur de recherche Monsieur le professeur François G.Brière de bien vouloir trouver ici l'expression de ma profonde reconnaissance pour m'avoir permis de réaliser mes études supérieures dans le domaine du génie environnemental à l'École Polytechnique de Montréal. Je le remercie également pour ses conseils, le support financier et les encouragements qu'il n'a cessé de me prodiguer durant mes recherches scientifiques.

Je remercie Monsieur le professeur Robert Hausler, directeur du laboratoire la STEPPE-UQAM pour m'avoir accueillie dans son laboratoire et m'avoir fourni le matériel et les équipements nécessaires dans le cadre de mes recherches expérimentales.

Je remercie Monsieur le professeur Claude Delisle pour l'intérêt qu'il a témoigné à ce travail et pour avoir bien voulu accepter de faire partie du jury de ce mémoire.

Je remercie également Monsieur Frédéric Monette pour avoir assuré mon encadrement et pour ses judicieux conseils ainsi que Monsieur Serge Poitras, le technicien du laboratoire de la STEPPE-UQAM pour sa précieuse aide technique.

Ma reconnaissance va aussi à mes confrères de l'École Polytechnique de Montréal et de la STEPPE-UQAM, en particulier à Fabienne Biassotto, pour l'aide précieuse lors de la réalisation des essais en laboratoire et pour les beaux moments qu'ils m'ont apportés. Enfin, je remercie mon très cher Olivier pour sa confiance, son encouragement et ses conseils techniques lors de la rédaction de ce mémoire.

RÉSUMÉ

Le but principal de cette recherche est l'étude de la performance du chitosane à titre de coagulant primaire pour l'enlèvement du cuivre (Cu^{2+}) et de la turbidité des eaux usées. Les principaux objectifs de cette recherche sont de vérifier si le chitosane agit comme un coagulant pour le traitement des eaux, puis de démontrer le potentiel en tant que coagulant primaire pour l'élimination de la turbidité et du cuivre des eaux usées pouvant provenir de diverses activités domestiques et industrielles.

Le chitosane est le polymère organique naturel le plus abondant dans la nature. Sa charge positive et son arrangement moléculaire lui confèrent des propriétés intéressantes sur le plan de la chélation et de la clarification. Avec l'utilisation croissante des coagulants chimiques synthétiques pour améliorer les procédés de traitement des eaux, l'étude du chitosane s'avère intéressante.

Une revue bibliographique a montré qu'aucune recherche approfondie n'a été effectuée à date sur le potentiel du chitosane en tant que coagulant primaire pour éliminer le cuivre et la turbidité des eaux usées. Le chitosane a été étudié sous différents aspects: son origine, ses caractéristiques physico-chimiques, son mode de préparation, les mécanismes de coagulation et floculation, ses propriétés et ses différentes applications.

Des essais de coagulation-floculation-décantation appelés de type 'Jar-Tests' (Phipps and Bird, USA) ont été réalisés en laboratoire avec des béchers à fond conique de 2 litres sur un banc de floculation. L'efficacité du chitosane comme coagulant principal a été testée sur des mélanges eau potable/eau usée sanitaire, eau potable/eau usée industrielle et eau potable/bentonite.

L'utilisation du chitosane à une concentration de 40 mg/L comme coagulant primaire est parfaitement efficace pour éliminer le cuivre et la turbidité sur des mélanges eau potable avec une eau usée industrielle à des teneurs de 25, 35 and 47%. Le taux d'élimination du cuivre varie de 94 à 100%. L'efficacité du chitosane est supérieure à l'alun dans les mélanges d'eau potable et d'eaux usées industrielles étudiés.

Les eaux les plus difficiles à traiter sont celles dont la concentration de colloïdes est faible et qui sont peu alcalines. L'effet d'ajouter la bentonite dans le mélange eau potable/eau usée industrielle a été nul et, négligeable dans le mélange eau potable/eau usée sanitaire. Étant donné la turbidité suffisante de ces eaux, l'effet d'ajouter le Pam 703 a aussi été nul. Selon les observations, le chitosane a une plus grande affinité que l'alun pour les particules présentes dans l'eau usée industrielle lors des essais en vue d'enlever le cuivre et la turbidité. Les différences entre les efficacités d'enlèvements du cuivre des mélanges eau potable/eau usée industrielle et celles des mélanges eau potable/eau usée sanitaire et eau potable/bentonite reposent sur le fait que la DCO et le pouvoir tampon de l'eau usée industrielle sont très élevées, et que l'eau usée industrielle contient des acides gras, des acides résiniques et des composés phénoliques alors que les autres eaux n'en contiennent pas. L'élimination du cuivre est plus élevée pour des eaux à pH élevés et pour des eaux fortement chargées de matières en suspension.

Il existe une étroite gamme de concentrations où le chitosane est efficace pour éliminer la turbidité et surtout le cuivre des eaux potables chargées de 30 et 260 mg/L de bentonite et de 4 mg/L de cuivre. Cette tendance est tout-à-fait différente dans le cas des essais où il y avait 30 mg/L de cuivre; dans ce dernier cas, les éliminations du cuivre et de la turbidité diminuent en fonction de la concentration de chitosane. Le chitosane s'avère inefficace pour traiter les eaux avec 30 mg/L de cuivre ajouté sous forme de $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ surtout pour le mélange eau potable qui contient 30 mg/L de bentonite; ceci est dû

à la force ionique qui brise l'équilibre électrostatique de la solution et entraîne un changement brusque du potentiel zêta.

La bentonite s'avère une particule colloïdale idéale en combinaison avec le chitosane pour accroître l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable. Bien que la viscosité des solutions qu'ils forment soit différente, les deux types de chitosane utilisés lors de la coagulation ont assuré des réductions identiques de cuivre et de la turbidité. L'ajout d'un électrolyte (CaCl_2) à une concentration adéquate a permis un enlèvement du cuivre supérieur à l'essai sans ajout d'électrolyte. L'élimination inférieure du zinc, à l'aide du chitosane et de l'alun, par rapport à celle du cuivre dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite est peut-être due à une faible charge ionique des eaux. De par leur structure chimique, le phénol et l'acide linoléique dans les eaux interagissent positivement avec le chitosane en y formant des liens hydrogène solides pour éliminer le cuivre. Le chitosane en tant que coagulant primaire agit efficacement pour éliminer la DCO dans les mélanges d'eau potable et d'eaux de rinçage provenant d'une industrie des plastiques et adhésifs à une teneur de 2,5%. Le chitosane a une affinité chimique importante avec le kérosène pour éliminer la turbidité.

Le chitosane montre une efficacité comparable à celle de l'alun, à une concentration plus faible que celle de l'alun, pour les essais réalisés sur les mélanges eau potable/eau industrielle à une teneur de 5%. Ce produit s'avère donc compétitif, par rapport à l'alun; il n'est pas toxique, il est biodégradable, il consomme moins d'alcalinité, il produit moins de boues et il peut être régénéré. Étant donné son efficacité en eau froide, le chitosane conviendrait bien aux régions nordiques comme le Québec. Le chitosane pourrait être employé également pour récupérer des métaux précieux provenant des eaux de rinçages d'usines de traitement de surface ainsi que pour le traitement primaire ou tertiaire des stations d'épuration des eaux usées.

Par conséquent, la recherche effectuée en laboratoire démontre que la coagulation-floculation à l'aide du chitosane en tant que coagulant primaire constitue un moyen efficace d'élimination du cuivre et de la turbidité. Dans ce type de procédé, le type de particules, la charge de particules (MES), la turbidité, le pH, l'alcalinité, la concentration de chitosane, la concentration de cuivre, l'ajout d'un électrolyte et la nature des matières organiques dans l'eau sont déterminants. Une validation du procédé à l'échelle pilote permettrait de conclure sur l'efficacité et la rentabilité du chitosane en tant que coagulant primaire pour le traitement des eaux à l'intérieur d'un procédé de traitement en continu.

ABSTRACT

The goal of this research is to study the performance of chitosan as a primary coagulant for the removal of copper (Cu^{2+}) and turbidity from wastewater. The main objective of this experimental research is to verify if chitosan acts as a coagulant in water treatment and to demonstrate the potential and viability of chitosan in the elimination of copper and turbidity from wastewater produced by various industrial and urban activities.

Chitosan, a component of the shell of marine crustaceans, is one of the most abundant organic polymers present in nature. Because of its positive charge and molecular structure, chitosan possesses valuable properties as a metal-recovering and water-purifying agent. Given the increasing use of chemical coagulants to improve the water treatment process, studying chitosan has become very important.

This study concerns the present state of scientific research on the use of chitosan in water treatment; to date, no important research has been conducted on the potential use of chitosan as a primary coagulant in eliminating copper and turbidity from wastewater. Different aspects of chitosan has been examined: origin, physico-chemical characteristics, method of preparation, coagulation-flocculation mechanisms, properties, and uses.

Coagulation-flocculation-sedimentation experiments were conducted in the laboratory in 2-L beakers with a conic bottom using a conventional jar test apparatus (Phipps and Bird, USA). The efficacy of chitosan as a primary coagulant was tested on drinking water mixed ⁽¹⁾ with sanitary sewage, ⁽²⁾ with industrial wastewaters, and ⁽³⁾ with a bentonite suspension.

The results show that chitosan is superior to alum when used as a primary coagulant in a mixture of drinking water with industrial wastewaters. 40 mg/L of chitosan eliminated copper and turbidity very efficiently from drinking water that was mixed with industrial wastewaters at proportions of 25, 35, and 47%. The copper elimination rate varied from 94 to 100%.

Water treatment is most difficult when the water has a few colloids and low alkalinity. With regard to elimination of copper and turbidity, no significant effect was observed when bentonite was added to drinking water mixed with sanitary sewage and to drinking water mixed with industrial wastewaters. Also, the injection of Pam 703 into these mixtures did not enhance the elimination of copper and turbidity because of the degree of turbidity of the water. According to the observations, chitosan has a greater affinity than alum for the type of particles found in industrial wastewaters. The large difference between the percentage of copper elimination achieved in the drinking water/industrial wastewaters mixture and the percentages achieved in the drinking water/sanitary sewage mixture and the drinking water/bentonite mixture is explained by the high COD and the high degree of neutralization in industrial wastewaters, as well as by the presence of fatty acids, resinic acids and phenolic compounds that do not exist in the other mixtures. The elimination of copper is higher for water with high pHs and for water containing a great deal of suspended matters.

Within a small concentration range, chitosan was found to eliminate turbidity and especially copper from drinking water containing 30 and 260 mg/L of bentonite and 4 mg/L of copper. The optimum concentration was the concentration at the peak of the performance curve. This tendency was completely different in the experiments with 30 mg/L of copper; in the latter case, the elimination of copper and turbidity decreased as the chitosan concentration increased. Chitosan proved to be ineffective for treating water with 30 mg/L of copper added as a salt, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, especially in the case of drinking

water containing only 30 mg/L of bentonite; this result can be explained by the high ionic charge in the drinking water compared to the much smaller charge of the bentonite solution. This high ionic charge destroyed the electrostatic equilibrium of the solution and resulted in an abrupt change of zeta potential.

Bentonite is an ideal colloidal particle for increasing the efficiency of chitosan in removing copper and turbidity from drinking water. In spite of their different viscosity in solution, the two types of chitosan used eliminated copper and turbidity with the same efficiency. The addition of an adequate concentration of electrolyte (CaCl_2) enhanced the elimination of copper in comparison to the same experiment without the electrolyte. The removal of zinc by chitosan and by alum was inferior to the removal of copper under the same conditions for drinking water mixed with 260 mg/L of bentonite; this result was probably obtained because the zinc (Zn^{2+}) added was in the metallic ion form. Because of their chemical structure, the phenol and the linoleic acid in the water interacted positively with the chitosan by forming solid hydrogen bonds, thus eliminating the copper. Chitosan used as a primary coagulant effectively eliminates COD from drinking water containing 2,5% of rinse water from a plastic and adhesive industry. Chitosan proved to have an important chemical affinity with a kerosene suspension, enabling it to eliminate turbidity.

Chitosan shows an efficiency comparable to that of alum at a smaller concentration for the experiment performed on drinking water containing 5% of industrial wastewaters. This product is competitive compared with alum: it is not toxic, it is biodegradable, it consumes less alkalinity, it produces less sludge, and it can be regenerated. Given its efficiency in cold water, chitosan may be used in nordic regions like Quebec. Chitosan could also be used to recuperate precious metals in the electroplating industry and for primary or tertiary treatments of wastewaters.

In conclusion, the research carried out in the laboratory demonstrates that coagulation-flocculation with chitosan as a primary coagulant is an effective way to eliminate copper and turbidity. In this process, the type of particles, the particle concentration (SS), the turbidity, the pH, the alkalinity, the concentration of chitosan, the addition of an electrolyte, and the nature of the organic matter in the water are all determinant. Testing the process on a pilot scale would lend to a definitive conclusion regarding the efficacy and profitability of chitosan as a primary coagulant for treating water in a batch treatment process.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	iv
REMERCIEMENTS.....	v
RÉSUMÉ.....	vi
ABSTRACT.....	x
TABLE DES MATIÈRES.....	xiv
LISTE DES TABLEAUX.....	xx
LISTE DES FIGURES.....	xxii
LISTE DES SYMBOLES.....	xxviii
INTRODUCTION.....	1
1. REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE.....	5
1.1 SOURCES DU CUIVRE DANS LES EAUX.....	5
1.2 CHIMIE DU CUIVRE.....	7
1.3 TOXICITÉ DU CUIVRE.....	8
1.3.1 Effets toxiques chez les poissons.....	8
1.3.2 Effets toxiques chez les humains.....	9
1.4 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU CUIVRE.....	10

1.5	TRAITEMENTS POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE	10
1.5.1	Traitements classiques.....	11
1.5.2	Traitements spéciaux.....	11
1.6	ÉTAT DES RECHERCHES SUR LES PROPRIÉTÉS ET LES APPLICATIONS DU CHITOSANE	12
1.6.1	Origine du chitosane	12
1.6.2	Comparaison des structures moléculaires de la chitine, du chitosane et de la cellulose	13
1.6.3	Préparation-Production du chitosane.....	14
1.6.4	Propriétés physico-chimiques du chitosane.....	17
1.6.5	Mécanismes d'enlèvement du cuivre par le chitosane	20
1.6.6	Champs d'applications du chitosane.....	22
1.7	ÉTAT DES RECHERCHES SUR LA COAGULATION-FLOCCULATION AVEC LE CHITOSANE.....	23
1.7.1	Principe de la coagulation-floculation-décantation.....	23
1.7.2	Le procédé de coagulation-floculation.....	24
1.7.3	Comparaison de la coagulation avec le chitosane et avec des sels de métaux.....	25
1.7.4	Mécanismes de la coagulation-floculation avec les polymères cationiques..	26
1.7.5	Facteurs influençant la coagulation-floculation avec le chitosane	26
1.8	ÉTAT DES RECHERCHES SUR L'UTILISATION DU CHITOSANE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX.....	27
1.8.1	L'utilisation des sels de métaux trivalents et des polyélectrolytes synthétiques pour le traitement de l'eau	27
1.8.2	L'utilisation des polymères naturels pour le traitement de l'eau.....	29
1.8.3	L'utilisation du chitosane en tant que coagulant pour le traitement des eaux	31

1.8.4	Sélectivité du métal, mécanisme, cinétique d'adsorption et énergie d'activation du cuivre	37
1.9	ASPECTS ÉCONOMIQUES RELATIFS AU CHITOSANE.....	38
2.	MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE.....	40
2.1	PROVENANCE DES EAUX USÉES	40
2.2	CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU USÉE SANITAIRE ET DE L'EAU USÉE INDUSTRIELLE	40
2.3	COMPOSITION DES EAUX DE RINÇAGE.....	42
2.4	CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU POTABLE	43
2.5	DESCRIPTION DU MATÉRIEL EXPÉRIMENTAL DE LABORATOIRE .	44
2.5.1	Matériel utilisé	44
2.5.2	Coagulant, aide-coagulant, adjuvant de floculation et autres produits...	44
2.6	PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL.....	48
2.6.1	Montage expérimental.....	50
2.6.2	Conditions opératoires fixes	51
2.7	MÉTHODES ANALYTIQUES.....	51
2.7.1	Détermination de la concentration de cuivre	52
2.7.2	Détermination de l'alcalinité totale.....	53
2.7.3	Siccité.....	53
2.8	ESSAIS RÉALISÉS EN LABORATOIRE AVEC LE CHITOSANE POUR ENLEVER LE CUIVRE	54
2.8.1	Eau potable.....	55
2.8.2	Eau potable mélangée à une eau usée sanitaire (teneur 25%)	56
2.8.3	Eau potable mélangée à une eau industrielle (teneur 25%).....	56
2.8.4	Eau potable mélangée à une solution contenant diverses concentrations de bentonite.....	56
2.8.5	Étude de la stabilité du chitosane.....	57

2.9	ESSAIS RÉALISÉS AVEC DU CHITOSANE POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ.....	57
2.9.1	Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable et d'eaux usées sanitaires.....	58
2.9.2	Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable et d'eaux usées industrielles.....	58
2.9.3	Mélanges d'eau potable et bentonite.....	59
2.9.3.1	Étude de l'effet de la concentration initiale de bentonite.....	59
2.9.3.2	Étude de l'effet du pH initial.....	60
2.9.3.3	Étude de la concentration de chitosane.....	60
2.9.3.4	Rôle de l'adjuvant de floculation, du coagulant et de la bentonite.....	63
2.9.3.5	Effet du type de chitosane.....	64
2.9.3.6	Effet de la force ionique.....	64
2.9.3.7	Étude de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du zinc (Zn^{2+}) et de la turbidité.....	65
2.9.4	Étude de l'effet des acides gras et du phénol.....	66
2.9.5	Étude de l'effet des eaux de rinçage et du kérosène.....	67
2.10	Organisation de la recherche.....	67
3.	RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX.....	69
3.1	ESSAIS RÉALISÉS EN UTILISANT LE CHITOSANE POUR ENLEVER LE CUIVRE.....	70
3.1.1	Eau potable.....	70
3.1.2	Eau potable mélangée à une eau usée domestique (teneur 25%)	71

3.1.3 Eau potable mélangée à une eau usée industrielle (teneur 25%)	74
3.1.4 Eau potable mélangée à une solution contenant diverses concentrations de bentonite.....	76
3.1.5 Étude de la stabilité du chitosane.....	78
3.2 ESSAIS RÉALISÉS EN UTILISANT LE CHITOSANE POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ	80
3.2.1 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable/eau usée domestique	80
3.2.2 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable/eau usée industrielle	80
3.2.3 Mélanges eau potable/bentonite.....	85
3.2.3.1 Étude de l'effet de la concentration initiale de bentonite.....	85
3.2.3.2 Étude de l'effet du pH initial.....	94
3.2.3.3 Étude de la dose de chitosane et de cuivre.....	96
3.2.3.4 Rôle de l'adjuvant de floculation, du coagulant et de la bentonite.....	104
3.2.3.5 Effet du type de chitosane.....	110
3.2.3.6 Effet de la force ionique.....	111
3.2.3.7 Effet de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du zinc (Zn^{2+}) et de la turbidité.....	113
3.2.4 Effet des acides gras et de phénols.....	119
3.2.5 Effet des eaux de rinçage et du kérosène.....	121
4. ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS.....	121
4.1 Principaux facteurs à considérer pour l'enlèvement du cuivre à l'aide du chitosane.....	121
4.1.1 Eau potable.....	121

4.1.2 Eau potable mélangée à une eau usée domestique, à une eau usée industrielle et à une solution de bentonite.....	122
4.2 Principaux facteurs à considérer pour l'enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité.....	125
4.2.1 Mélanges eau potable/eau usée domestique, eau potable/eau usée industrielle et eau potable/bentonite	125
4.2.2 Mélanges eau potable/eau usée domestique et eau potable/eau usée industrielle à des teneurs de 25%	130
4.2.3 Mélanges eau potable/bentonite et eau potable/eau usée industrielle à différentes teneurs.....	132
4.2.4 Effet du pH initial	135
4.2.5 Effet de la concentration du chitosane et de la concentration du cuivre ..	136
4.2.6 Rôle de l'adjuvant de floculation, des coagulants et de la bentonite	140
4.2.7 Effet du type de chitosane	141
4.2.8 Effet de la force ionique	142
4.2.9 Étude de la concentration du chitosane sur l'enlèvement du zinc et la turbidité	144
4.2.10 Effet de l'alun.....	145
4.2.11 Effet d'une dose élevée de chitosane	146
4.3 Étude de l'effet des acides gras et des phénols	146
4.4 Étude de l'effet des eaux de rinçage et du kérosène.....	149
4.5 Précision des résultats	150
5. CONCLUSIONS.....	151
BIBLIOGRAPHIE.....	156
ANNEXE.....	165

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1-1: QUANTITÉS DE CUIVRE REJETÉ DANS LES PLANS D'EAU	5
TABLEAU 1-2: COMPOSITION TYPIQUE D'UN BAIN DE PLACAGE AU CUIVRE.....	6
TABLEAU 1-3: ÉTATS D'OXYDATION DU CUIVRE (EMSLEY ET AL., 1993).....	7
TABLEAU 1-4: CONCENTRATIONS LIMITES DE CUIVRE POUR LES POISSONS (MOORE ET AL., 1990).....	9
TABLEAU 1-5 : QUELQUES PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU CUIVRE.....	10
TABLEAU 1-6: PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU CHITOSANE	18
TABLEAU 1-7 : APPLICATIONS DU CHITOSANE.....	22
TABLEAU 2-1: CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX INDUSTRIELLES ET SANTAIRES	41
TABLEAU 2-2: COMPOSITION DES EAUX DE RINÇAGE DE L'INDUSTRIE DES PLASTIQUES ...	43
TABLEAU 2-3: CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU POTABLE.....	43
TABLEAU 2-4: PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DU CHITOSANE (VANSON CHEMICAL).....	45
TABLEAU 2-5: PRINCIPALES CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA BENTONITE.....	46
TABLEAU 2-6: DESCRIPTION DU PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL SUIVI LORS DES ESSAIS	49
TABLEAU 2-7: RÉSUMÉ DES MÉTHODES ANALYTIQUES	52
TABLEAU 2-8: CONDITIONS OPÉRATOIRES DES ESSAIS PRÉLIMINAIRES	54
TABLEAU 2-9: CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES EAUX BRUTES	55
TABLEAU 2-10: NOMBRE D'ESSAIS - CONCENTRATIONS INITIALES EN BENTONITE ET EN CUIVRE.....	61
TABLEAU 3-1: VOLUME DE BOUE DÉCANTÉE EN FONCTION DU TEMPS	85
TABLEAU 3-2: RÉSUMÉ DES RÉSULTATS	91
TABLEAU 3-3 : PH INITIAUX ET FINAUX DES ESSAIS RÉALISÉS AVEC 260 MG/L DE BENTONITE	110

TABLEAU 3-4 : PH INITIAL ET FINAL DES ESSAIS POUR ÉLIMINER LE ZINC ET LA LA TURBIDITÉ.....	117
---	-----

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1-1: SOLUBILITÉ DES IONS MÉTALLIQUES EN FONCTION DU PH (KRISHNAN ET AL., 1993).....	8
FIGURE 1-2: COMPARAISON DES STRUCTURES DE LA CHITINE, DU CHITOSANE ET DE LA CELLULOSE	14
FIGURE 1-3: MÉTHODE DE PRODUCTION DU CHITOSANE (ONSOYEN ET AL., 1990)	16
FIGURE 1-4 : STRUCTURE POSSIBLE DU COMPLEXE Cu^{II} -CHITOSANE (RINAUDO ET AL., 1989)	21
FIGURE 1-5 : COMPARAISON ENTRE LA PERFORMANCE DES SELS MÉTALLIQUES ET LES POLYMÈRES CATIONIQUES.....	25
FIGURE 2-1: SCHÉMA DU MONTAGE EXPÉRIMENTAL.....	50
FIGURE 2-2: STRUCTURE ORGANISATIONNELLE DE LA RECHERCHE	68
FIGURE 3-1: EFFICACITÉ D'ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE ET L'ALUN SUR UNE EAU POTABLE CONTENANT 25% D'EAUX USÉES DOMESTIQUE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{ALUN}} = 7 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PERCOL 727}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{BENTONITE}} = 8 \text{ MG/L}$	72
FIGURE 3-2: CONSOMMATIONS D'ALCALINITÉ APRÈS L'AJOUT DU COAGULANT/FLOCULANT POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE D'UNE EAU POTABLE CONTENANT 25% D'EAUX USÉES DOMESTIQUE, ALCALINITÉ INITIALE DU MÉLANGE = $121,5 \text{ MG/L CaCO}_3$	73
FIGURE 3-3: ÉFFICACITÉ D'ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE ET L'ALUN DANS UNE POTABLE CONTENANT 25% D'EAUX USÉES INDUSTRIELLE, $C_{\text{CUIVRE}}=4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}}=40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{ALUN}}=7 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}}=0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{BENTONITE}}=8 \text{ MG/L}$	75
FIGURE 3-4: CONSOMMATIONS D'ALCALINITÉ APRÈS L'AJOUT DU COAGULANT/FLOCULANT POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE D'UNE EAU POTABLE CONTENANT 25% D'EAUX USÉES INDUSTRIELLE, ALCALINITÉ INITIALE DU MÉLANGE = 254 MG/L CaCO_3	76

- FIGURE 3-5: ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE EN FONCTION DE LA CONCENTRATION INITIALE DE BENTONITE DANS L'EAU; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $\text{PHi}=4,5$; $\text{PHF}=3,2$ 77
- FIGURE 3-6: ÉTUDE DE LA STABILITÉ DU CHITOSANE EN FONCTION DE SON EFFICACITÉ POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'UNE EAU POTABLE CONTENANT 45 MG/L DE BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 5 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 78
- FIGURE 3-7: ÉTUDE DE LA STABILITÉ DU CHITOSANE SUR L' EFFICACITÉ D'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'UNE EAU POTABLE CONTENANT 140 MG/L DE BENTONITE..... 79
- FIGURE 3-8: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ PAR LE CHITOSANE EN FONCTION DE LA TURBIDITÉ INITIALE D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE D'UNE EAU INDUSTRIELLE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $\text{PHi}= 7$; 6,91; 6,92; 6,80; 6,86; 7,24; $\text{PHF} = 6,08$; 6,16; 6,24; 6,27; 6,33; 6,65; 6,98. 81
- FIGURE 3-9: TURBIDITÉS INITIALES ET FINALES D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE D'UNE EAU INDUSTRIELLE (2,5%, 5%, 10%, 25%, 35%, 47%), $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 82
- FIGURE 3-10: COMPARAISON DE L'EFFICACITÉ DU CHITOSANE À DIFFÉRENTES CONCENTRATIONS POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ DANS UNE EAU INDUSTRIELLE À UNE TENEUR DE 5%, TURBIDITÉ INITIALE = 9,2 UTN; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 83
- FIGURE 3-11: CONSOMMATIONS D'ALCALINITÉ APRÈS L'AJOUT DU COAGULANT/FLOCULANT POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE D'UNE EAU POTABLE CONTENANT 2,5% A 47% D'EAUX USÉES INDUSTRIELLE, ALCALINITÉ INITIALE DU MÉLANGE = 109-128-166-280-356-447 MG/L CaCO_3 84
- FIGURE 3-12: ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE EN FONCTION DE LA CHARGE INITIALE DE BENTONITE DANS L'EAU POTABLE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$, $\text{PHi} \approx 6,67$ A 6,95; $\text{PHF} = 6,06$ A 6,22. 87

FIGURE 3-13: INFLUENCE DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ DANS UNE EAU POTABLE CHARGÉE D'UNE CONCENTRATION DE 40 MG/L DE BENTONITE, TURBIDITÉ INITIALE = 10,7 UTN; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $\text{pHi} = 6,83; 6,6$; $\text{pHf} = 6,06; 6,49$ 88

FIGURE 3-14: INFLUENCE DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ DANS UNE EAU POTABLE CHARGÉE D'UNE CONCENTRATION DE 260 MG/L DE BENTONITE, TURBIDITÉ INITIALE = 96 UTN; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $\text{pHi} = 6,94-6,6$; $\text{pHf} = 6,13-6,57$ 89

FIGURE 3-15: COMPARAISON DES EFFICACITÉS D'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ POUR LE MÉLANGE EAU POTABLE/EAU USÉE INDUSTRIELLE ET EAU POTABLE/BENTONITE, LES TURBIDITÉS INITIALES ÉTANT ÉQUIVALENTES, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 92

FIGURE 3-16: ENLÈVEMENT DU CUIVRE EN FONCTION DU pH INITIAL DE L'EAU POTABLE MÉLANGÉE À LA BENTONITE, TURBIDITÉ INITIALE (260 MG/L BENTONITE) = 105 UTN, TURBIDITÉ INITIALE (25 MG/L) = 7 UTN, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 95

FIGURE 3-17: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE POUR DEUX EAUX POTABLES CHARGÉES DE BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $\text{pHi} \approx 7$ 98

FIGURE 3-18: CONSOMMATION D'ALCALINITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE POUR DEUX EAUX POTABLES CHARGÉES DE BENTONITE; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 99

FIGURE 3-19: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE POUR DEUX EAUX POTABLES CHARGÉES DE BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 30 \text{ MG/L}$, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 101

- FIGURE 3-20: CONSOMMATION D'ALCALINITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DE CHITOSANE POUR DEUX EAUX POTABLES CHARGÉES DE BENTONITE; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$ 102
- FIGURE 3-21: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DU CHITOSANE POUR UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 30 MG/L DE BENTONITE ET DE DEUX CONCENTRATIONS DE CUIVRE.....103
- FIGURE 3-22: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ EN FONCTION DE LA CONCENTRATION DU CHITOSANE POUR UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 30 MG/L DE BENTONITE ET DE DEUX CONCENTRATIONS DE CUIVRE.....104
- FIGURE 3-23: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 25 MG/L DE BENTONITE; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{ALUN}} = 7 \text{ MG/L}$; TURBIDITÉ INITIALE = 7 UTN; PHI = 7,21; 6,89; 6,89; 7,02; 6,89, PHF = 7,03; (NON MESURÉ); (NON MESURÉ); 6,32; (NON MESURÉ). 106
- FIGURE 3-24: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ À PARTIR D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 30 MG/L DE BENTONITE; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 0,5 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{ALUN}} = 7 \text{ MG/L}$; TURBIDITÉ INITIALE = 11 UTN; PHI = 6,5; 6,5; 6,9, PHF = 6,5; 6,5; 6,01. 107
- FIGURE 3-25: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 260 MG/L DE BENTONITE; $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{ALUN}} = 7 \text{ MG/L}$; TURBIDITÉ INITIALE = 92 UTN; PHI = 7,00; 6,74; 7,07; 6,94; 6,79; PHF = 7,00; 6,12; 6,85; 6,13; 5,98.....108
- FIGURE 3-26: ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ PAR DEUX TYPES DE CHITOSANE (AMERSHAM ET VANSON) POUR UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 260 MG/L DE BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40 \text{ MG/L}$; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4 \text{ MG/L}$; TURBIDITÉ INITIALE = 92 UTN; PHI = 6,92; 6,58; 6,58; 6,92, PHF = (NON-MESURÉ); 5,95; 5,95; 5,11.....111
- FIGURE 3-27: INFLUENCE DE LA FORCE IONIQUE SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ PAR LE CHITOSANE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4 \text{ MG/L}$; $C_{\text{CaCl}_2} = 10^{-2} \text{ M}$ 112

- FIGURE 3-28: EFFICACITÉ D'ENLÈVEMENTS DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ PAR LE CHITOSANE D'UNE EAU POTABLE CHARGÉE DE 260 MG/L DE BENTONITE, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L; TURBIDITÉ INITIALE ≈ 90 UTN; $\text{pHi} \approx 7,28$; $\text{pHf} = 7,21-6,52$ 114
- FIGURE 3-29: COMPARAISON DE L'EFFICACITÉ D'ENLEVEMENT DU CUIVRE, DU ZINC ET DE LA TURBIDITÉ PAR DIFFÉRENTES CONCENTRATIONS DE CHITOSANE, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L. 118
- FIGURE 3-30: EFFET DU PHÉNOL SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE, $C_{\text{PHÉNOL}} = 0,25$ G/L, $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L, $\text{pHi} = 6,51; 6,56; 6,39$ - $\text{pHf} = 6,35; 6,65; 6,20$ 120
- FIGURE 4-1: COMPARAISON DES ENLÈVEMENTS DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE SUR DEUX EAUX POTABLES CHARGÉES L'UNE D'UNE EAU USÉE DOMESTIQUE ET L'AUTRE D'UNE EAU USÉE INDUSTRIELLE À DES TENEURS DE 25% (TURBIDITÉS = 16 ET 48 UTN), $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L, $C_{\text{CHITOSANE}} = 40$ MG/L, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L.....126
- FIGURE 4-2: COMPARAISON DES EFFICACITÉS D'ENLEVEMENTS DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'UNE EAU POTABLE MELANGÉE À DES TENEURS DE 25% ET 10% D'EAU USÉE DOMESTIQUE ET D'EAU USÉE INDUSTRIELLE AINSI QUE DE LA BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L, $C_{\text{CHITOSANE}} = 40$ MG/L, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L. 127
- FIGURE 4-3: COMPARAISON DES EFFICACITÉS D'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ EN FONCTION DE DEUX TURBIDITÉS INITIALES D'UNE EAU POTABLE MELANGÉE À UNE EAU USÉE DOMESTIQUE, À UNE EAU USÉE INDUSTRIELLE ET À DE LA BENTONITE, $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L, $C_{\text{CHITOSANE}} = 40$ MG/L, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L. 130
- FIGURE 4-4: COMPARAISON DES ENLÈVEMENTS DU CUIVRE SUR DES MÉLANGES EAU POTABLE/EAU USÉE DOMESTIQUE ET EAU POTABLE/EAU USÉE INDUSTRIELLE À DES TENEURS DE 25% POUR DES EAUX USÉES DOMESTIQUES ET INDUSTRIELLES ÉCHANTILLONNÉES À DES SAISONS DIFFÉRENTES, $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L; $C_{\text{CHITOSANE}} = 40$ MG/L; $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L. 133

FIGURE 4-5: EFFET DE L'ALUN POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ D'EAUX POTABLES CONTENANT DIVERSES CONCENTRATIONS DE BENTONITE, $C_{\text{ALUN}} = 7$ MG/L, $C_{\text{PAM 703}} = 0,4$ MG/L, $\text{PHI} = 7; 6,82; 7,07; 7$ - $\text{PHF} = (\text{NON-MESURÉ}); 5,86; 6,01; (\text{NON-MESURÉ})$ 146

FIGURE 4-6: INFLUENCE DE L'ACIDE LINOLÉIQUE ET DU PHÉNOL POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE PAR LE CHITOSANE, $C_{\text{BENTONITE}} = 260$ MG/L, $C_{\text{CUIVRE}} = 4$ MG/L, $C_{\text{CHITOSANE}} = 40$ MG/L, $C_{\text{ACIDE LINOLIQUE}} = 0,015$ MG/L, $C_{\text{PHENOL}} = 0,25$ G/L.....149

LISTE DES SYMBOLES

<u>SYMBOLE</u>	<u>DESCRIPTION</u>
A.	Amersham
a.a.	Acide acétique
alc.i.	Alcalinité initiale
alc.f.	Alcalinité finale
APHA	American Public Health Association
AWWA	American Water Work Association
bento. (ou bent.)	Bentonite
C	Concentration
C _{acide}	Concentration d'acide
C _{alun}	Concentration d'alun
C _{bentonite}	Concentration de la bentonite
C _{CaCl₂}	Concentration du chlorure de calcium
C _{chitosane} (ou C _{chito.})	Concentration du chitosane
C _{cuivre}	Concentration du cuivre
Conc.	Concentration
Ci	Concentration de chaque type d'ion
COD	Carbone organique dissous
COT	Carbone organique total
COT-mètre	Instrument de mesure du carbone organique total
C _{Pam 703}	Concentration du Pam 703
C _{Percol 727}	Concentration du Percol 727
C _{phénol}	Concentration du phénol
C _{zinc}	Concentration du zinc
DCO	Demande chimique en oxygène

dom.	domestique (usée sanitaire)
E	Erreur expérimentale
enl.	Enlèvement
EPA	Environmental Protection Agency
ESTWR	Enhanced Surface Water Treatment Rule
g	Gramme
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
IR	Infrarouge
I	Force ionique
ind.	industrielle
L ou l	Litre
LC ₅₀	Concentration létale
LD ₅₀	Dose létale
MES	Matières en suspension
mg	Milligrammes
mL	Millilitre
min	Minutes
mv	Millivolt
MVES	Matières Volatiles en Suspension
N/50	Normalité de l'acide sulfurique pour le titrage
Pam 703	Polymère anionique (adjuvant de floculation)
Percol 727	Polymère anionique (adjuvant de floculation)
pH _i	pH initial
pH _f	pH final
RMN	Résonance magnétique nucléaire
Temp.	Température
THMFP	Trihalométhanes
tpm	Tours par minute

Turb.	Turbidité
Turb.i.	Turbidité initiale
Turb.f.	Turbidité finale
UV	Ultraviolet
Utn	Unité de turbidité néphélométrique
V	Vanson
X	Concentration finale du cuivre
Zi	Charge de l'ion
μg	Microgrammes
μm	Micromètre
μS	Microsiemens

INTRODUCTION

Ces dernières années, un intérêt croissant du public et des organismes gouvernementaux a été observé, à l'échelle internationale, en ce qui concerne la pollution aquatique par les métaux toxiques provenant directement des activités humaines. Dans les pays à forte concentration industrielle, les métaux lourds rejetés dans la nature sont une source importante de toxicité pour l'écosystème aquatique, ce qui engendre beaucoup d'inquiétudes parmi la population. En effet ces métaux lourds sont la cause de nombreux problèmes de santé (saturnisme, problèmes neurologiques, maladie de Wilson, etc.).

Les eaux usées qui contiennent des métaux lourds proviennent de plusieurs sources. L'industrie de traitement de surface (galvanoplastie) est celle qui relâche la plus grande quantité de métaux lourds en solution. Elle génère les plus grands volumes d'eaux usées contenant des concentrations de chrome, de nickel, de cuivre, de zinc, de fer et de cadmium supérieures à 1 mg/L (Pepper et al., 1996). D'autres industries sont également responsables de la contamination des eaux usées par les métaux lourds: les fonderies, les raffineries de pétrole, l'industrie de la peinture, de l'encre et des produits associés, l'industrie de la fabrication du fer et de l'acier, l'industrie de la photographie, l'industrie de la fabrication des produits préservatifs du bois, l'industrie de la fabrication des batteries, les tanneries de cuir, les industries minières, et l'industrie des engrais. Les eaux de chacune de ces industries ont leurs caractéristiques propres et uniques. Cependant, ces eaux usées contiennent des métaux en commun: Al, As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Ag, Mg, V et Zn. Toutes ces industries génèrent chaque année 4,43 millions de tonnes de ces métaux dans l'environnement (eau, air, sol) au Canada (Byrnes Brower et al., 1997). Parmi ces métaux, les plus importants en quantité dans l'eau sont le cuivre, le zinc, le plomb, le manganèse et l'arsenic (Environnement Canada, 1994).

Le Tableau 1 donne les tonnages de ces cinq premiers métaux rejetés annuellement dans l'eau au Canada. Ces métaux lourds étant difficilement dégradables, leur accumulation et leur distribution dans le milieu aquatique préoccupent la population.

Tableau 1: Cinq premiers métaux rejetés dans l'eau au Canada en 1994

Nom de la substance	Quantités rejetées dans l'eau (10^3 kg)
Cuivre (et ses composés)	14 446,086
Zinc (et ses composés)	4529,253
Plomb (et ses composés)	159,621
Manganèse (et ses composés)	110,411
Arsenic (et ses composés)	47,204

(Environnement Canada 1994)

Dû au contrôle strict des rejets des eaux usées contenant des ions métalliques lourds dans l'environnement, des solutions pratiques s'imposent. Pour pallier à ces problèmes, des chercheurs ont concentré leurs efforts aux développements de méthodes de traitements (procédés physico-chimiques et biologiques) et de disposition de ces déchets toxiques. Les méthodes de traitements telles que la précipitation chimique, l'électrodeposition, l'échange d'ions, les séparations par membranes, l'osmose inverse, l'oxydation-réduction, l'évaporation et l'extraction par solvant ont toutes été appliquées jusqu'à aujourd'hui. Les techniques d'adsorption, en particulier celles utilisant des résines chélatantes permettant la fixation sélective des métaux lourds, ont été aussi largement démontrées et vantées comme des technologies applicables (Yang et al., 1984). L'utilisation des microorganismes pour enlever les ions métalliques en solution a été également étudiée depuis trente ans. Selon la nature des effluents aqueux, des débits ou des concentrations des ions métalliques, l'application industrielle de ces procédés est

restreinte, soit en raison des coûts d'opérations ou soit à cause de l'inefficacité de la technique à atteindre un degré d'épuration respectant les normes de la qualité des eaux.

Une des techniques efficaces et utilisées à l'heure actuelle est la coagulation-floculation à l'aide d'un sel métallique trivalent: l'alun. La performance de l'alun a été maintes fois prouvée, de même que d'autres avantages comme son efficacité versus son coût, sa facilité à être manipulé et sa disponibilité. Cependant, l'utilisation de l'alun produit des quantités considérables de boues d'alun dont la déshydratation et l'évacuation est difficile.

L'apparition de nouvelles technologies dites 'propres' permet de résoudre une grande partie de tous les problèmes inhérents au traitement des eaux usées contenant des métaux lourds. Des polymères naturels, comme la chitine et le chitosane peuvent être utilisés comme adjuvant de coagulation ou floculation. Ces composés étant biodégradables, les boues produites non toxiques seront facilement digérées par les micro-organismes. D'autre part les quantités de boues produites sont moindres qu'avec l'utilisation de l'alun.

Actuellement, il y a eu peu de recherche sur les mécanismes de la coagulation-floculation à l'aide du chitosane pour l'enlèvement des métaux. Des résultats expérimentaux récents ont montré la grande efficacité du chitosane comme aide coagulant pour enlever le zinc, le cuivre, l'aluminium, le chrome et le fer dans des eaux usées municipales (Murcott et al., 1992). Néanmoins, l'étude approfondie du potentiel du chitosane en tant que coagulant primaire pour l'enlèvement des métaux n'a pas encore été réalisée.

Le but principal de la présente recherche expérimentale est l'étude de la performance du chitosane en tant que coagulant primaire pour l'enlèvement du cuivre et

de la turbidité dans les eaux usées. Le cuivre a été choisi car il constitue la plus grande charge polluante dans les eaux usées (voir tableau 1). Des teneurs en cuivre supérieures à 1,3 mg/l dans l'eau potable peuvent causer la maladie de Wilson ou des dérangements intestinaux chez l'homme. Des concentrations de moins de 1 mg/L sont toxiques pour les poissons et le plancton (Sawyer et al., 1994). L'efficacité du chitosane comme coagulant principal pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité a été testée sur divers mélanges d'eaux usées industrielles et d'eau potable, d'eaux usées sanitaires et d'eau potable et d'eau potable chargée d'une argile, la bentonite. D'autre part, les effets de la turbidité initiale, de la concentration de bentonite, du pH initial des eaux, de la concentration initiale de chitosane, de la concentration initiale de cuivre dans l'eau, de la force ionique par l'ajout d'un électrolyte (CaCl_2), de l'adjuvant de floculation (Pam 703 ou Percol 727) et du type de chitosane ont été aussi étudiés. Une comparaison avec l'alun a été effectuée.

Les objectifs de cette recherche sont de vérifier l'hypothèse selon laquelle le chitosane agit comme un coagulant pour le traitement des eaux, de démontrer le potentiel et la viabilité du chitosane en tant que coagulant primaire pour l'élimination du cuivre et de la turbidité des eaux usées, d'étudier le comportement physique du chitosane dans l'eau en le comparant à l'alun, et comprendre les mécanismes chimiques qui entrent en jeu entre le chitosane et le cuivre. Une seule expérience a été effectuée ayant comme objectif d'évaluer globalement l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement du zinc des eaux usées.

Le présent rapport comporte quatre sections principales. Une revue littéraire présente l'état de la recherche sur le chitosane et ses applications dans le procédé de coagulation-floculation. Ensuite la méthodologie de la recherche expérimentale est expliquée. L'ensemble des résultats expérimentaux sont analysés, discutés et commentés. Une brève conclusion sur l'efficacité du chitosane comparée à celle de l'alun donne les perspectives de son utilisation future comme coagulant pour le traitement des eaux usées.

1. REVUE DE LA DOCUMENTATION SCIENTIFIQUE

1.1 SOURCES DU CUIVRE DANS LES EAUX

Le cuivre est un élément métallique courant des roches et des minerais de la croûte terrestre. Le chalcopryrite (CuFeS_2) est le plus abondant minéral du cuivre. Il a été largement utilisé par l'homme depuis de nombreuses années. Aujourd'hui, il est employé dans la galvanoplastie et dans les câbles électriques, la production d'alliages, les pièces de monnaie, la photographie, les ustensiles de cuisine, la peinture antisalissure, l'art graphique, les pesticides et les textiles. L'apport naturel de cuivre dans le milieu aquatique résulte de la dégradation et de la dissolution du minéral de cuivre. Le cuivre introduit dans le milieu aquatique par suite de l'activité humaine provient surtout des bains de placage, de la corrosion des conduites de laiton et de cuivre, des effluents des usines de traitement des eaux usées, de l'emploi d'algicides aquatiques à base de cuivre (sulfate de cuivre), de l'utilisation agricole de fongicides et pesticides à base de cuivre de même que des effluents et retombées atmosphériques de sources industrielles (Environnement Canada, 1994). Le Tableau 1-1 ci-dessous présente les quantités de cuivre dans cinq eaux de surface au Canada en 1994. L'industrie de revêtement de surface et l'industrie minière sont les deux principales industries responsables de cette contamination de cuivre.

Tableau 1-1: Quantités de cuivre rejeté dans les plans d'eau

Fleuves, Rivières	Cuivre (10^3 kg)
Anse Rupert (Colombie Britannique)	13 439, 529
Rivière Columbia (Colombie Britannique)	898,000
Rivière Bousquet (Québec)	85, 940
Fleuve St-Laurent (Québec)	2,751

Les eaux de rinçage constituent la plus grande source de cuivre dans les eaux usées rejetées par l'industrie du revêtement de surface. La concentration du cuivre dans les bains de placage peut aller de 3 à 260 mg/L. Cette concentration dépend bien sûr du type de placage et de l'objet à plaquer. La fabrication des bijoux par exemple utilise un placage au cuivre directement sur la pièce à plaquer ou comme base métallique pour le placage à l'argent et d'autres métaux (Patterson et al., 1985). Les solutions de placage au cuivre les plus couramment utilisées dans la galvanoplastie sont les solutions de sulfate de cuivre acides et les solutions de pyrophosphates de cuivre. Bien que les solutions de sulfate de cuivre soient corrosives à long terme, les eaux de rinçage sont faciles à traiter en comparaison des solutions de pyrophosphates de cuivre. Le cuivre est le seul constituant de ces solutions de placage qui est contrôlé par l'EPA (Environmental Protection Agency des États-Unis). Pour la majorité de ces usines américaines la concentration de cuivre dans leur effluent ne doit pas dépasser 1 mg/L.

Le Tableau 1-2 donne un exemple de la composition d'un bain de placage au sulfate de cuivre par électrolyse pour des ustensiles de cuisine (Hamilton et al., 1997).

Tableau 1-2: Composition typique d'un bain de placage au cuivre

Composition générale		Composition du rejet	
sulfate de cuivre	187-337 g/L	sulfate de cuivre	60-90 g/L
acide sulfurique	37-75 g/L	acide sulfurique	150-225 g/L
ion chlorure	30-60 mg/L	ion chlorure	30-60 mg/L
rapport: anode/cathode	1:1	rapport: anode/cathode	2:1

1.2 CHIMIE DU CUIVRE

Les concentrations naturelles de cuivre dans les eaux de surface canadiennes dépassent rarement 5 µg/L (Environnement Canada, 1994). Le cuivre possède trois valences, +1, +2, et +3, et les espèces les plus courantes sont les valences +1 (ion cuivreux) et +2 (ion cuivrique). Le cuivre peut se trouver en solution sous forme d'ion cuivrique ou complexé avec des matières organiques ou inorganiques. Il peut aussi se lier à des sédiments, exister sous formes de précipités d'hydroxydes, de phosphates et de sulfates, ou encore s'adsorber sur des surfaces. Les quantités relatives des diverses espèces de cuivre dépend du pH et de la présence d'autres contaminants organiques. Le cuivre est plus soluble dans les eaux acides et précipite sous forme de $\text{Cu}(\text{OH})_2$ à un pH supérieur à 7. Au pH caractéristique de l'eau douce et à des concentrations typiques de carbone inorganique, la plus grande partie du cuivre soluble est présente sous forme de complexes de carbonates cuivriques. La Figure 1-1 présente la solubilité des ions métalliques dans l'eau en fonction du pH (Krishnan et al., 1993) et le Tableau 1-3 présente les états d'oxydations du cuivre les plus fréquemment rencontrés dans les eaux.

Tableau 1-3: États d'oxydation du cuivre (Emsley et al., 1993)

Cu^{I}	Cu_2O , CuCl , $\text{K}[\text{Cu}(\text{CN})_2]$
Cu^{II}	CuO , CuCl_2 , $\text{Cu}(\text{aq})$, Cu^{2+} sels
Cu^{III}	$\text{K}_3[\text{CuF}_6]$

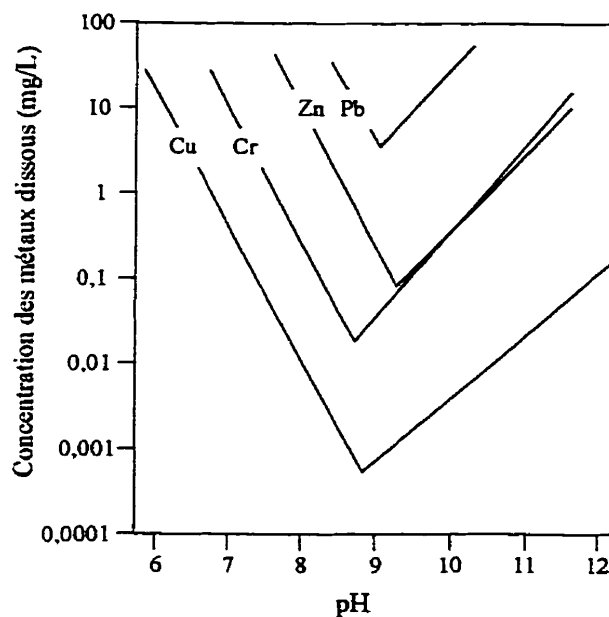


Figure 1-1: Solubilité des ions métalliques en fonction du pH (Krishnan et al., 1993)

1.3 TOXICITÉ DU CUIVRE

1.3.1 Effets toxiques chez les poissons

Le cuivre est un des métaux lourds les plus toxiques pour les poissons dans le milieu aquatique. Selon la dureté de l'eau, la dose létale, LC_{50} , se situe entre 0,02 et 1,0 mg/L de cuivre. Plus l'eau est dure, plus la dose létale est élevée et la concentration maximale de cuivre acceptée dans l'eau augmente (Tableau 1-4). L'ion cuivrique (Cu^{2+}) et ses formes hydroxydes ionisées ($Cu_2OH_2^{2+}$, $CuOH^+$) sont plus toxiques que le cuivre métallique, leurs doses létales se situant à une concentration de cuivre inférieure à 0,1 mg/L pour la truite arc-en-ciel (James et al., 1990). Alors que pour des eaux ayant des duretés atteignant 500 mg/L de $CaCO_3$, la dose létale atteint 0,5 mg/L pour la même espèce. La toxicité du cuivre devient plus prononcée dans les eaux où il y a une combinaison des ions métalliques suivants: Cu/Al/Zn, Cu/Cd/Zn, Cu/Zn, Cu/Zn/Ni, Cu/Zn/phénol, et Cu/ H^+ . Une exposition de la truite arc-en-ciel à une concentration de

0,3 à 0,5 mg/L de cuivre empêche son développement, inhibe ses activités respiratoires et attaque le fonctionnement de son foie. Le Tableau 1-4 montre les concentrations limites de cuivre dans l'eau pour la protection des poissons.

Tableau 1-4: Concentrations limites de cuivre pour les poissons (Moore et al., 1990)

dureté de l'eau (mg/L CaCO ₃)	concentration limite de cuivre (mg/L)
0 à 120 mg/L	0,0002 mg/L
121 à 180 mg/L	0,0003 mg/L
> 180 mg/L	0,0004 mg/L

1.3.2 Effets toxiques chez les humains

Il existe peu de cas d'empoisonnements par le cuivre et ses sels. Les symptômes majeurs après ingestion sont en général des brûlures gastriques, des nausées, des vomissements, et des diarrhées (Carson et al., 1987). Il peut y avoir des lésions dans l'appareil gastro-intestinale et un déclenchement d'anémie hémolytique. L'inhalation du cuivre produit des symptômes similaires à ceux du silicium tels que des irritations, des allergies et des dermatites. L'empoisonnement chronique au cuivre est très rare, sauf pour les personnes qui souffrent de la maladie de Wilson. Cette maladie est due à un désordre congénital causant l'accumulation du cuivre dans le foie, le cerveau, les reins, ce qui engendre une anémie hémolytique, des anomalies neurologiques et une opacité de la cornée. Il est à noter que L'Agence Internationale de la Recherche sur le Cancer n'a pas évalué à l'heure actuelle le potentiel cancérogène du cuivre. La dose létale de cuivre chez l'humain est de 250 mg (Emsley et al., 1993). En général, le cuivre est plutôt considéré comme étant une substance chimique qui comporte des risques pour la faune aquatique et pour l'humain (Sawyer et al., 1994).

1.4 PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DU CUIVRE

Le cuivre est un métal rougeâtre, malléable et ductile, avec une conductivité thermique et électrique élevée. Le cuivre résiste à l'air et à l'eau mais se patine lentement en présence de carbonate. Le Tableau 1-5 donne quelques propriétés physiques du cuivre selon Emsley et al.(1993).

Tableau 1-5 : Quelques propriétés physiques du cuivre

Propriétés physiques	unités	valeurs
point de fusion	°C	1083,45
point d'ébullition	°C	2566,85
ΔH_{fusion}	kJ/mol	13,0
ΔH_{vap}	kJ/mol	304,6
densité	kg/m ³	8960 [20 °C] 7940 [liquide au p.f.]
conductivité thermique	W/m -°C	401 à 20 °C
résistivité électrique	Ω m	$1,6730 * 10^{-8}$ à 20 °C
volume molaire	cm ³	7,09
coefficient de dilatation thermique	K ⁻¹	$16,5 * 10^{-6}$

1.5 TRAITEMENTS POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE

Pour respecter les normes des rejets en cuivre, plusieurs techniques d'éliminations du cuivre ont été appliquées. Ces différentes techniques peuvent être classées selon deux types de traitements: les traitements classiques et les traitements spéciaux.

1.5.1 Traitements classiques

D'après les résultats de plusieurs chercheurs, il semble possible d'atteindre des concentrations de cuivre inférieures aux normes de qualité esthétique recommandées, c'est-à-dire $\leq 1,0$ mg/L (Santé et Bien-être social Canada, 1989), par coagulation-floculation classique ou par précipitation à la chaux.

L'étude de Singer et al. (1988) a porté sur l'existence de deux mécanismes primaires d'élimination du cuivre faisant appel à la coagulation à l'aluminium et aux sels ferriques. Le cuivre lié aux matières organiques et aux argiles est adsorbé par $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$ durant le procédé de coagulation-floculation. Le mécanisme dépend du pH et la concentration des complexants organiques. Les auteurs ont calculé une élimination du cuivre de 99,8% à un pH = 8, par coagulation aux sels ferriques, et de 98,7% à un pH = 8, par coagulation aux sels d'aluminium. Davis (1984) a montré que le taux d'élimination du cuivre par coagulation-floculation s'accroît avec l'ajout de matières organiques naturelles.

Dans les expériences à petites échelles de précipitation à la chaux, Stover et Kincannon (1983) ont obtenu une diminution de la concentration de cuivre de 0,1 à 0,001 mg/L dans une eau souterraine contaminée dont le pH est de 6. L'addition de chaux a été suivie d'un mélange rapide d'une minute, d'une floculation de 30 minutes et d'une sédimentation de 120 minutes.

1.5.2 Traitements spéciaux

Les procédés de déminéralisation comme l'osmose inverse, l'échange d'ion et la distillation permettent une élimination satisfaisante du cuivre. D'après le National Academy of Sciences (NAS, 1977), Furukawa (1974) a obtenu une élimination du cuivre de plus de 90% par osmose inverse. Sigworth et Smith (1972), ont évalué l'emploi du

charbon actif pour l'élimination des métaux et des ions métalliques à l'état de traces. Ils ont noté que, dans les tests de laboratoire réalisés à de faibles concentrations, il se produisait une adsorption du cuivre sur le charbon actif aux pH de 6 et plus. De manière générale, ils croient cependant que l'adsorption du cuivre sur le charbon actif serait plutôt faible. Ils ont observé que le cuivre forme de nombreux complexes et que l'adsorption éventuelle de ces complexes pourrait être plus prometteuse.

Parmi toutes ces techniques, la technique la plus employée pour traiter les eaux dans les stations d'épuration physico-chimique est celle de la coagulation-floculation avec les sels métalliques trivalents comme l'alun ou les polyélectrolytes synthétiques tels que les polyacrylamides. Cette technique est la plus adaptée puisqu'elle s'est avérée efficace pour l'enlèvement des métaux lourds en solution (Bhattacharya et al., 1985), facile à mettre en fonctionnement, et relativement rapide pour traiter les eaux.

1.6 ÉTAT DES RECHERCHES SUR LES PROPRIÉTÉS ET LES APPLICATIONS DU CHITOSANE

1.6.1 Origine du chitosane

Le chitosane est un dérivé de la chitine, substance extraite des déchets (exosquelettes) de crustacés tels que le crabe, le homard et la crevette. Cette substance se retrouve aussi dans certains insectes, mollusques et champignons (Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 1986). C'est le deuxième polymère naturel le plus abondant après la cellulose. La quantité de chitine dans ces déchets peut varier de 20% en poids sec pour certaines carcasses de crabes à 35%-40% pour les crevettes grises. Pour la crevette, seulement 35% du poids de l'animal est consommé tandis que cette proportion est d'environ 45% pour les crabes et les homards. Selon la méthode de transformation et le produit fabriqué, entre 5% et 65 % du poids de l'animal est perdu. Au Québec

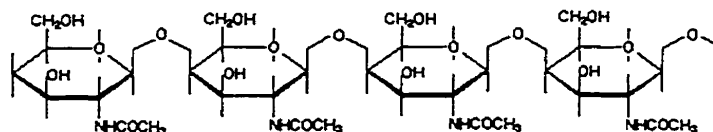
seulement, environ 9000 tonnes métriques de résidus de crustacés sont générées chaque année et ces résidus ne sont pas recyclés. La production industrielle du chitosane est basée sur les dérivés de la chitine provenant des carapaces de crabes et crevettes. La quantité de chitine disponible aux poissonneries à partir des crustacés est estimée à plus de $4 * 10^4$ tonnes par an (Onsoyen et al., 1990). La chitine est donc un produit abondant dont l'utilisation éviterait des frais d'élimination pour les industries de la pêche (Lévesque, 1995).

Le chitosane $(C_6H_{11}NO_4)_n$ est une forme modifiée de la chitine. Le chitosane est un polysaccharide composé de poly-N-acétyle-glucoamime, relié par des liaisons β -1-4 à l'intérieur d'un polymère linéaire. Le chitosane fut pour la première fois préparé à partir de la chitine en 1894 par Hoppe Seylar et obtenu par désacétylation complète de la chitine mais sans destruction de sa chaîne polymérique.

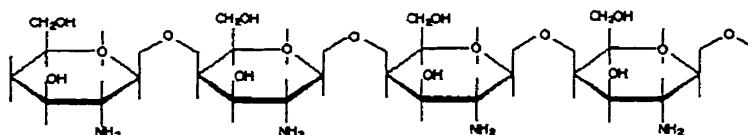
1.6.2 Comparaison des structures moléculaires de la chitine, du chitosane et de la cellulose

Le chitosane est un polysaccharide linéaire naturel, biodégradable, hautement cationique contenant des groupements amines primaires, qui réagit avec la cellulose et l'amidon. Les structures chimiques de la chitine et du chitosane sont comparées à la cellulose dans la Figure 1-2. On remarque que le chitosane est constitué d'une chaîne linéaire semblable à celle de la cellulose à l'exception des groupements amines primaires.

CHITINE



CHITOSANE



CELLULOSE

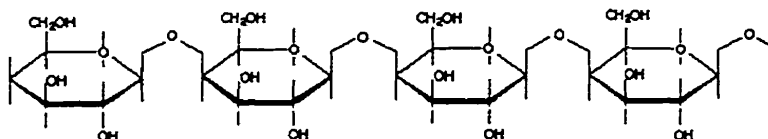


Figure 1-2: Comparaison des structures de la chitine, du chitosane et de la cellulose

Le chitosane se distingue de la cellulose par sa structure moléculaire chargée positivement (polyamine) et pouvant être modifiée facilement. Le chitosane cationique présente un intérêt grandissant dans le domaine des polymères puisqu'il est doté d'une forte densité de charge positive à l'inverse de la plupart des autres polymères naturels chargés négativement (Standford, 1989).

1.6.3 Préparation-Production du chitosane

L'intérêt de la production de ce polyglucosamine provient de l'importante quantité de ressources naturelles rejetées par l'industrie de la pêche. Pour obtenir la chitine, les déchets sont d'abord broyés puis les protéines sont extraites par une solution d'hydroxyde de sodium. Le carbonate de calcium en est ensuite extrait par dissolution dans une

solution d'acide chlorhydrique. Le résidu, une fois séché, constitue la chitine brute qui peut être stockée comme un intermédiaire stable. Le chitosane est produit par la suite par une désacétylation partielle de la chitine dans une solution d'hydroxyde de sodium concentrée à une température de 110 à 115°C durant quelques heures. Au besoin, le chitosane issu de cette transformation est séché puis redissous dans une solution d'acide organique appropriée afin de le purifier. La solution acidifiée est ensuite filtrée et séchée. Le procédé de fabrication est résumé à la Figure 1-3. La chitine est d'abord produite et l'on obtient le chitosane après 76% de désacétylation normalement. Le chitosane est généralement vendu sous une forme sèche de couleur orange brûlé. Comme le chitosane est quasi-insoluble lorsque le pH de l'eau est supérieur à 6,5, il est généralement dissous à une concentration de près de 1% dans une solution d'acide acétique de 1%. La qualité du chitosane peut varier selon l'origine de la matière première utilisée et de la procédure expérimentale d'extraction. La qualité des échantillons commerciaux de chitosane sont jugés d'après leur couleur. La déprotéination, la déminéralisation ainsi que la désacétylation lors de l'extraction de la chitine influencent la qualité du produit fini, le chitosane. Il semble que la qualité du produit dépend aussi de la sorte de crabe et de son âge (Lévesque, 1995).

Production du chitosane

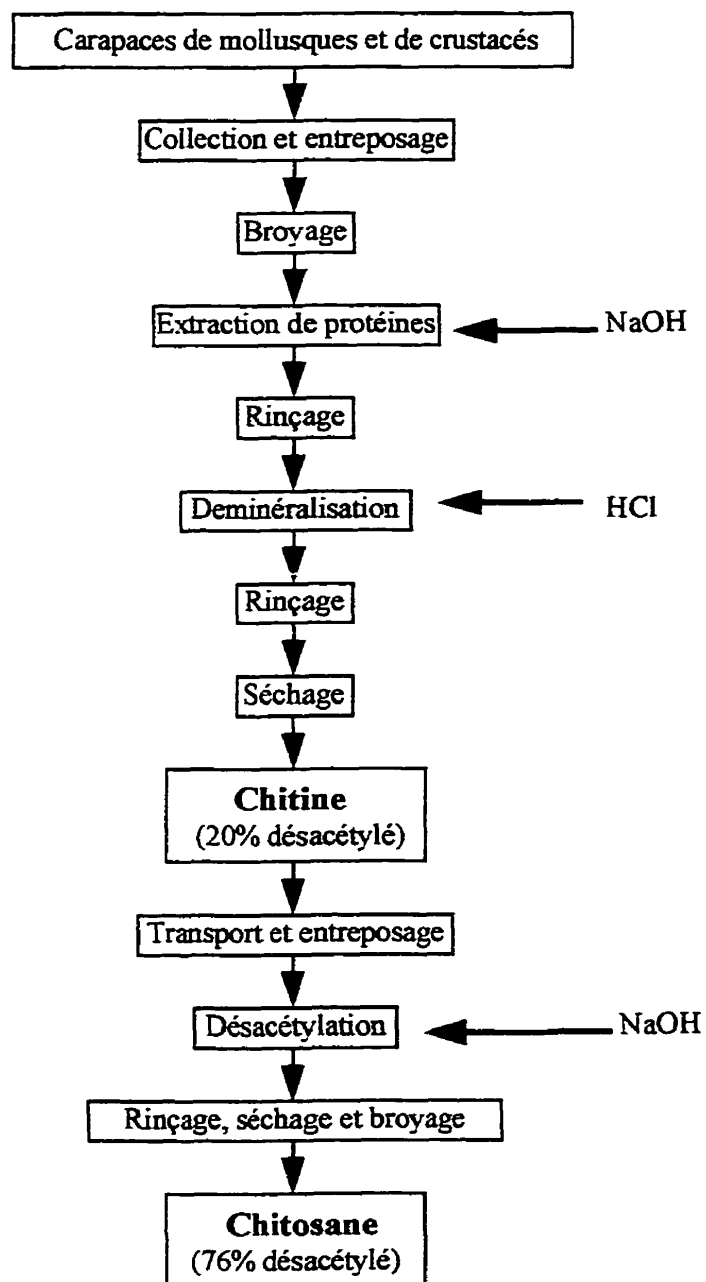


Figure 1-3: Méthode de production du chitosane (Onsoyen et al., 1990)

1.6.4 Propriétés physico-chimiques du chitosane

Le chitosane se présente sous la forme d'un solide amorphe. Ses propriétés physico-chimiques générales sont données au Tableau 1-6. C'est l'un des rares polyélectrolytes naturels cationiques (sel d'une base faible) existant dans la nature.

Le chitosane est presque insoluble dans l'eau dans les solutions alcalines concentrées comme diluées. Cependant, il est soluble dans plusieurs solutions organiques aqueuses légèrement acides (concentrations variant entre 0,25% et 10% au pH < 6), par suite de la formation des groupements NH_3^+ . L'acide organique le plus couramment employé pour la préparation d'une solution de chitosane est l'acide acétique dilué (Filar and Wirick, 1978). En général, le chitosane est parfaitement soluble à un pH d'environ 4. Le chitosane est aussi soluble dans des solutions diluées (0,15% à 1,1%) d'acides nitrique et chlorhydrique (Muzzarelli, 1977). Les groupes aminés du chitosane sont protonés à partir de pH $\approx$ 3 et le polymère positivement chargé devient soluble (Mathur and Nbarang, 1990). Le chitosane est normalement insoluble dans les solvants organiques purs. En revanche, en présence d'une faible quantité d'acide, il est soluble dans les mélanges aqueux contenant par exemple 60% de méthanol, 50% de méthanol ou 40% d'acétone.

Le chitosane est parfaitement stable, et ne montre aucune dégradation bactérienne de sa solution diluée même après 5 ans (Kawamura et al., 1991). Le chitosane est non-toxique, biodégradable et résistant. La dose létale (LC-50) du chitosane est la même que pour le sucrose ou le sel (NaCl). Il est en équilibre avec la pression atmosphérique normale ($\sim$ 60% d'humidité relative) et sa teneur en humidité se situe entre 10%-14%. Les carapaces de crustacés contiennent des pigments de caroténoïdes et d'astaxanthine en particulier. La viscosité est fonction du poids moléculaire du chitosane. Muzarelli et al., (1977) ont constaté une baisse de la viscosité avec l'augmentation du temps de

désacétylation. La viscosité des solutions de chitosane est mesurée deux heures après sa dissolution à l'aide d'un viscosimètre Brookfield LVT à une température de 25 °C et à une vitesse de rotation de 30 tpm.

Le pourcentage de désacétylation correspond à la quantité relative de groupements acétyls retirés à la molécule de chitine lors de la préparation du chitosane. Le degré d'acétylation du chitosane a une très grande influence sur ses propriétés et ses possibilités industrielles (Hirano et al., 1989). Le pourcentage d'acétylation peut être déterminé par spectrométrie infra-rouge (IR), par résonance magnétique nucléaire (RMN) ou par l'analyse du pourcentage d'azote.

Le Tableau 1-6 résume les principales propriétés physico-chimiques du chitosane vendu sur le marché. Le chitosane possède un degré élevé de réactivité chimique dû à son groupe primaire amino libre NH_3^+ qui lui confère une forte densité de charges positives (Figure 1-2). Étant donné que la plupart des biopolymères et des particules colloïdales sont anioniques (protéines, acides nucléiques, etc.), le chitosane peut agir comme agent coagulant ou chélatant dans le traitement des eaux usées (Stanford et al., 1989). Il forme des complexes avec le cuivre, le mercure et l'argent, et également avec la cellulose de carboxyméthyl, les sulphonates de lignine, le tannin naturel et les matières colorées. Le chitosane agit comme un polymère chélatant pour la collection des ions métalliques provenant des eaux naturelles et industrielles. Une étude a montré la forte capacité du chitosane à agglomérer les métaux. Il capte le zinc, le cadmium, le palladium, le molybdène et le cuivre de la mer de façon hautement efficace. Il présente également une affinité et une capacité d'agglomérer le mercure à partir des solutions de chlorure de mercure. Le chitosane, permet l'enlèvement des métaux toxiques et des radionuclides, la récupération des métaux précieux et le recyclage des métaux dans les eaux industrielles provenant des solutions de placage (eaux de rinçage) en vue de leur réutilisation pour réduire les coûts opérationnels de l'usine (Rorrer et al., 1993; Coughlin et al., 1990).

Tableau 1-6: Propriétés physico-chimiques du chitosane

Propriétés physico-chimiques	Valeurs	Références
Diamètre moyen du grain	< 3mm	Lower, 1984
Masse volumique apparente	0,15 + 0,5 kg/m ³	
humidité	10-14 %	
Alcalins solubles et cendres	5%	
couleur de la solution	claire à blanchâtre	
poids moléculaire	100 000-300 000 g/mol	
contenu d'amine	7%-10%	
viscosité	1% dans l'acide acétique 1%: 2000-3000 cp 0,5% dans l'acide acétique 0,5%: 200-500 cp	
LD ₅₀ dans une souris.	> 16 g/kg	
pKa	6,2	Saucedo et al., 1993
Toxicité	nulle	Broussignac, 1968
Température de décomposition	185°C	Lower, 1984
Taux d'acétylation	1,4%	Lower, 1984
% de désacétylation	70%-82%	Vanson cie, 1996
azote	7-7,9%	Lower, 1984
DCO du chitosane	1,24 mg O ₂ /mg de matière organique	Vanson cie, 1996
Compatibilités	tous les polymères cationiques, la plupart des polymères anioniques et non-ioniques	

Ce recyclage consiste à désorber le chitosane par une méthode spécifique, i.e. à régénérer le chitosane pour récupérer les métaux (Udaybhaskar et al., 1990). Il y a une certaine relation entre le % d'azote contenu dans le chitosane et le % de collecte d'ions métalliques. L'électron d'azote joue un rôle prédominant dans la fixation de l'ion métallique sur le polymère.

Plusieurs études ont démontré également l'efficacité du chitosane pour coaguler et récupérer les solides en suspension dans les résidus de transformation de la volaille, des oeufs, du fromage, des produits marins et des légumes avec une réduction de 70%-98% des solides en suspension (Jun et al., 1994). Le chitosane que l'on retrouve dans les boues après le traitement des eaux potables constitue un composé biodégradable et sain servant d'aliments pour les animaux (U.S. Food and Drug Administration, 1997).

En tant que coagulant dans le traitement de l'eau potable et de l'eau usée, le chitosane s'avère supérieur à l'alun, spécialement où l'eau est contaminée par des matières en suspension et des bactéries. Il a tous les avantages des résines artificielles, mais sans leurs désavantages. Il apparaît donc comme une aide à la prévention de la pollution de l'eau par des métaux toxiques.

1.6.5 Mécanismes d'enlèvement du cuivre par le chitosane

Les interactions entre les métaux et le chitosane sont assez complexes. Ces interactions sont probablement contrôlées par différents procédés tels que l'adsorption, l'échange d'ion, et la chélation (liaisons hydrogènes) dans différentes conditions. Les études déjà réalisées sont restreintes au complexe cuivre/chitosane. Les cinétiques d'adsorption du chitosane pour l'enlèvement du cuivre sont contrôlées en quatre principales étapes incluant les procédés de diffusion: Le transfert de l'ion métallique de la solution liquide à la frontière du film entourant la surface du polymère; le transport de

l'ion métallique à travers le film vers la surface du polymère; le transfert de l'ion métallique de la surface du polymère aux sites actifs intra-particulaires; la rétention de l'ion métallique sur les sites actifs via la complexation, l'adsorption et le phénomène de précipitation intra-particulaire. Les études d'adsorption du cuivre par le chitosane indiquent que la diffusion intra-particulaire, pourrait être une des étapes contrôlantes du transfert (Mckay et al., 1986).

Un bon nombre d'études sur l'attachement complexe du métal/chitosane ont été rapportés (Onsoyen et al., 1990). Il semblerait que l'origine du matériau brut (chitine), le degré de désacétylation, la distribution des groupes acétyls sur la chaîne du polymère naturel influencent sa capacité à capter le métal.

Des études spectroscopiques ont montré l'existence du complexe cuivre/chitosane, $\text{CuOH}_2\text{-[Chitosane]}$ dans l'eau à pH supérieur à 5. Dans le complexe le plus important du cuivre Cu^{II} , ce dernier est lié au chitosane par un groupe NH_2 et un groupe OH^- ou H_2O et les deux autres sites sont occupés par des groupes OH^- (Figure 1-4) (Onsoyen et al., 1990; Rinaudo et al., 1989).

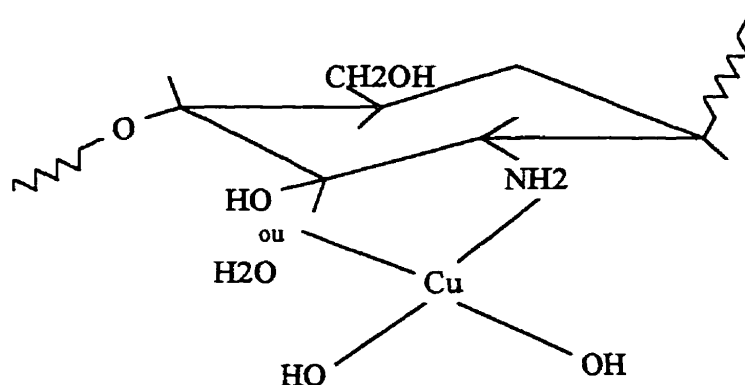


Figure 1-4 : Structure possible du complexe Cu^{II} -chitosane (Rinaudo et al., 1989)

1.6.6 Champs d'applications du chitosane

Par ses propriétés physico-chimiques particulières, le chitosane a trouvé de nombreuses applications (Tableau 1-7).

Tableau 1-7 : Applications du chitosane

Utilisations	Commentaires
Traitement des eaux usées	-agent coagulant et chélatant -réduction des métaux toxiques et radio-isotopes -récupération des métaux réutilisables -agent de deshydratation des boues
Traitement de l'eau potable	-agent coagulant et chélatant -réduction des métaux toxiques -enlèvement du fer et du manganèse des piscines
Agriculture	-Contrôle des métaux essentiels à la croissance des plantes
Alimentation	-extraction du fer (catalyseur de l'oxydation des acides gras insaturés, causant des mauvaises odeurs dans les viandes précuites); -agent anti-bactérien
Domaine biomédical et pharmaceutique	-diminution du taux de cholestérol -accélération de la guérison des blessures -stimulation du système immunitaire -agent anti-bactérien et anti-tumeur -peau synthétique
Industrie des cosmétiques	-agent hydratant
Photographie	-extraction de l'argent
Industrie textile	-agent de rétention d'eau
Pâtes à papier	-augmentation de la résistance du papier à la déchirure

Il est principalement utilisé dans les procédés de fabrication alimentaire et en tant que coagulant dans le traitement de l'eau. Il est notamment très utilisé pour éliminer la turbidité de l'eau, les métaux et la couleur.

1.7 ÉTAT DES RECHERCHES SUR LA COAGULATION-FLOCCULATION AVEC LE CHITOSANE

1.7.1 Principe de la coagulation-floculation-décantation

La coagulation-floculation est une technique de séparation solide/liquide qui permet l'élimination des matières colloïdales (dimensions entre 10^{-6} à 10^{-3} mm) et des matières en suspensions (dimensions entre 10^{-3} mm à 10^{-2} mm). Les matières en suspension, souvent de trop petites dimensions, sédimentent difficilement, ce qui rend leur élimination impossible. L'ajout d'un agent coagulant permet alors un accroissement de leur taille et une décantation plus rapide dans les équipements prévus à cet effet. Les matières colloïdales, présentent des charges de surface qui empêchent leur agglomération naturelle (les matières colloïdales se répulsent les unes les autres) d'où la nécessité d'ajouter aussi des agents coagulants pour réduire le potentiel de surface de ces particules.

La coagulation a pour but principal de déstabiliser les particules en suspension, c'est-à-dire de faciliter leur agglomération. Le procédé est caractérisé par l'injection et la dispersion de produits chimiques tels des polyélectrolytes ou des sels de métaux durant une période du mélange rapide. La floculation a pour objectif de favoriser, à l'aide d'un mélange lent, les contacts entre les molécules déstabilisées. Ces particules s'agglutinent pour former un floc qu'on peut facilement éliminer par les procédés de décantation et filtration. L'adjuvant de floculation utilisé lors de la période de floculation est un

polymère anionique. Les contacts sont provoqués par la différence de vitesse entre les particules, à cause du déplacement d'une partie du fluide (floculation orthocinétique).

1.7.2 Le procédé de coagulation-floculation

Le nouveau règlement du 'Safe drinking Act' proposé par l'EPA et L'ESTWR (1993) (Enhanced Surface Water Treatment Rule) et le règlement sur le cuivre et le plomb a conduit les experts en ingénierie sanitaire à examiner de près les procédés de traitements des eaux utilisés à l'heure actuelle et à en développer de nouveaux pour le futur (Murcott et Harleman, 1992). Selon la dimension de l'usine de traitement des eaux de surface, le contrôle d'une large gamme de contaminants toxiques et microbiens dans les eaux usées (brutes) et traitées devient obligatoire pour protéger les citoyens. Pour cela, un niveau de traitement plus poussé, tel que la coagulation-floculation, est recommandé par les professionnels du traitement des eaux usées. Ce procédé physico-chimique avec le chitosane s'avère le plus intéressant des procédés au point de vue toxicité, efficacité et coûts d'opérations (Murcott et Harleman, 1992).

Dans le secteur industriel, ce procédé est employé soit pour réduire la charge polluante de l'eau avant son rejet dans les milieux récepteurs (cours d'eau, rivières, fleuves, etc.) soit pour lui conférer une qualité acceptable en vue de son utilisation (ou réutilisation) industrielle. La coagulation-floculation permet la plupart du temps la réduction de la couleur et de la turbidité de même que des contaminants tels que le phosphore, les MES, les métaux et la matière organique. Elle peut aussi être appliquée à l'étape de conditionnement et de déshydratation des boues afin de diminuer leur teneur d'eau.

1.7.3 Comparaison de la coagulation avec le chitosane et avec des sels de métaux

Murcott et Harleman (1993) ont trouvé que le chitosane agit efficacement dans une plage restreinte de pH, comme les autres polymères cationiques. Une surdose de chitosane aura un effet négatif sur la coagulation. Lorsqu'un sel de métal est utilisé comme coagulant primaire, son efficacité est toujours croissante jusqu'à obtention d'un plateau. Par ailleurs, la concentration optimale est la concentration la plus faible qui permettra d'atteindre le but désiré. Alors qu'avec l'utilisation d'un polymère cationique en tant que coagulant primaire, il existe une petite gamme où celui-ci est efficace (Figure 1-5).

Une des plus grandes différences entre les sels de métaux et les polymères cationiques se trouve au niveau de leur réaction hydrolytique. Les sels de métaux (alun, chlorure ferrique) s'hydrolysent immédiatement une fois ajoutés dans l'eau. Les réactions d'adsorption sont très rapides et même parfois de l'ordre de 0,01 seconde. Lorsque les polymères cationiques comme le chitosane sont ajoutés dans l'eau, les réactions hydrolytiques ne se déroulent pas. Le taux d'adsorption colloïdale est beaucoup plus lent. Le temps de mélange requis se situe entre 2 à 5 secondes.

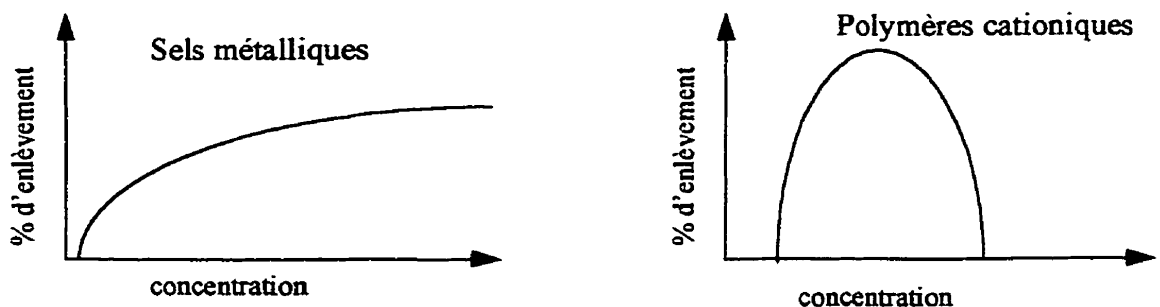


Figure 1-5 : Comparaison entre la performance des sels métalliques et les polymères cationiques

1.7.4 Mécanismes de la coagulation-floculation avec les polymères cationiques

Les polymères naturels (chitosane) ou synthétiques à hauts poids moléculaires utilisés en tant que coagulants ont comme rôle d'exercer simultanément une coagulation et un pontage. Leur mode d'action consiste à neutraliser les charges électriques des particules dans l'eau. Puis ils assurent grâce à leur structure chimique, un pontage entre les particules ou les floccs. Ils sont caractérisés par la présence de charges positives dues à la présence de groupements amines, amides ou ammonium IV qui peuvent adsorber des colloïdes (ou des floccs) chargés négativement. L'addition du chitosane en quantité suffisante permet d'abaisser le potentiel zêta à zéro. Les forces d'attraction de masse deviennent effectives et le polyélectrolyte agit alors par pontage mécanique. Plus la chaîne organique est longue, meilleur est le pontage. Ces polyélectrolytes permettent d'atteindre le point iso-électrique sans modification de pH; ils sont 10 à 15 fois plus efficaces que le sulfate d'aluminium.

1.7.5 Facteurs influençant la coagulation-floculation avec le chitosane

Selon Murcott et Harleman (1992), les principaux facteurs qui influencent la coagulation et qui permettent de l'optimiser sont les suivants: les caractéristiques de l'eau brute, le type et la concentration de coagulant/floculant ajoutés, le régime du mélange (temps et vitesse de rotation), l'ordre d'ajout des produits chimiques, le pH et l'alcalinité de l'eau brute, la température de l'eau, les matières en suspensions et les sels dissous, la turbidité de l'eau, les propriétés des substances chimiques de l'eau brute (type de particules dans l'eau brute: hydrophiliques ou hydrophobiques; polarité; absorbance spécifique d'UV), demande électrostatique, équipements en place (géométrie des bassins).

L'effet de la concentration des particules colloïdales dans l'eau est important car elles servent de noyaux à la coagulation. Si la concentration des colloïdes dans les eaux est faible, il y a trop peu de particules pour assurer une bonne floculation, même si elles sont neutralisées. C'est pourquoi qu'il est avantageux de faire augmenter la turbidité par ajout d'une argile comme la bentonite (Environnement Canada, 1994). Les eaux les plus difficiles à traiter par coagulation sont celles dont la concentration de colloïdes est faible et qui sont peu alcalines. Un autre inconvénient des eaux qui contiennent peu de colloïdes vient du fait qu'il est facile de trop ajouter de coagulant et d'inverser enfin la charge des particules au lieu de la neutraliser.

1.8 ÉTAT DES RECHERCHES SUR L'UTILISATION DU CHITOSANE POUR LE TRAITEMENT DES EAUX

1.8.1 L'utilisation des sels de métaux trivalents et des polyélectrolytes synthétiques pour le traitement de l'eau

L'alun, ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$), est le coagulant le plus utilisé dans le traitement physico-chimique des eaux usées. Sa performance a été mainte fois prouvée, de même que d'autres avantages comme son efficacité et son prix relativement modique, sa facilité à être manipulé et sa disponibilité. Cependant, l'alun a certains désavantages:

- son efficacité repose entièrement sur le pH des eaux ($5,0 < \text{pH} < 6,5$);
- son utilisation entraîne une diminution de l'alcalinité des eaux;
- le floc d'alun n'est pas très résistant lors de la floculation en eau froide;
- l'eau traitée peut contenir une concentration résiduelle d'aluminium surtout lorsque le pH des eaux n'est pas optimal durant la coagulation-floculation;

-des quantités considérables de boues d'alun sont générées, ce qui complique leur déshydratation et décantation.

Malgré sa grande utilisation, l'alun constitue une source de pollution secondaire ainsi qu'une source de préoccupations quant à sa toxicité. Pour minimiser ces problèmes, des polymères organiques synthétiques combinés à l'alun, ou employés seuls dans certaines conditions sont devenus populaires aux États-Unis en tant que produits chimiques pour le traitement des eaux. En revanche, la quantité de ces polymères synthétiques est limitée et ils sont associés à certains risques. Ils présentent un degré de sélectivité pour un certain type de colloïdes dans les eaux usées et ils peuvent être contaminés par des monomères ou d'autres composés chimiques durant leur fabrication et réagir avec certaines substances chimiques ajoutées lors du traitement des eaux pour former des sous-produits indésirables. Les polymères synthétiques augmentent la charge organique et peuvent ne pas être complètement éliminés une fois l'eau acheminée au consommateur (Mallevialle et al., 1984). Le coût unitaire des polymères est plus élevé que l'alun et le chlorure ferrique, et la plupart d'entre-eux ne sont pas biodégradables (Kawamura, 1991). De plus, il existe une incertitude sur leur effet toxique à long terme ainsi que sur leur effet cancérigène et mutagène chez les humains. La présence de polyacrylamides résiduels dans les eaux traitées peuvent causer des désordres neurologiques chez les humains (Kawamura, 1991). Le Japon, l'Allemagne et les Pays-bas ont adopté une réglementation sévère interdisant l'utilisation des polyélectrolytes synthétiques dans le traitement de l'eau potable (Kawamura, 1991; Murcott et Harleman, 1992).

Un certain nombre de polymères organiques d'origine naturelle (cellulose, amidon, pectine, etc.) peuvent jouer un rôle bénéfique comme agent coagulant ou adjuvant de floculation dans le traitement des eaux. Le chitosane est le polymère organique cationique

proposé ici comme remède aux problèmes rencontrés avec les sels de métaux trivalents et les polyélectrolytes, il constitue le sujet principal de ce mémoire.

1.8.2 L'utilisation des polymères naturels pour le traitement de l'eau

L'utilisation des polymères organiques naturels dans la coagulation-floculation a été étudiée et mise en pratique vers la fin des années 50 (Kawamura et al., 1976). Les polymères organiques peuvent être caractérisés par la nature chimique des monomères dont ils sont constitués, le poids moléculaire (105 à 107 g/mol généralement) et le type charge électrique qu'ils portent (neutre, négative ou positive). Ils peuvent être obtenus par homopolymérisation (un monomère) ou par copolymérisation (deux monomères différents). Ces polymères naturels sont utilisés depuis plus de 2000 ans en Inde, en Afrique et en Chine pour clarifier l'eau. Ils peuvent être fabriqués à partir de graines, de feuilles et de racines de certaines plantes (Kawamura, 1991). Ils présentent un intérêt particulier par rapport aux polymères synthétiques dans la mesure où ils ne comportent aucun danger pour la santé humaine contrairement aux polymères synthétiques (organiques de synthèse) pour lesquels des doutes sont émis quant à leur toxicité en raison de la présence d'acrylamide. Aujourd'hui, les polymères organiques, naturels ou synthétiques, sont d'un intérêt dans le domaine du traitement des eaux usées pour les raisons suivantes:

- ils sont efficaces à de beaucoup plus faibles concentrations que les sels de métaux;
- des faibles concentrations de polymères organiques réduisent le volume de boues produites;

- l'utilisation des polymères organiques augmente considérablement la densité des boues et améliore le procédé de déshydratation des boues en comparaison avec les sels ferreux ou l'aluminium (Kawamura et al., 1976);
- Les boues produites sont généralement plus biodégradables que les boues l'alun ou de sels ferriques et aussi cette boue est plus facile à être digérer par les micro-organismes;
- Les polymères organiques ne sont pas corrosifs et faciles à manipuler;
- L'efficacité des polymères organiques dépend moins du pH en comparaison que celle des sels de métaux;
- les polymères organiques ne produisent pas des métaux résiduels pouvant causer des problèmes de contamination;
- ils apportent très peu de salinité supplémentaire à l'eau traitée.

En plus des caractéristiques énumérées ci-dessus, les polymères naturels, dont entre autres le chitosane, possèdent d'autres caractéristiques favorables à leur utilisation:

- ils sont abondants dans la nature et constituent une ressource renouvelable;
- ils sont biodégradables et non-toxiques;
- les boues qu'elles produisent stimulent la croissance des plantes (Brzeski, M., 1987);
- ils ne sont pas à base de pétrole;
- ils sont efficaces en eau froide;
- le chitosane peut être régénéré par désorption.

Les polymères organiques naturels tel que le chitosane peuvent être utilisés comme choix alternatif aux sels de métaux et aux polymères organiques synthétiques dans les procédés de coagulation-floculation des eaux usées. Comme avec les autres coagulants chimiques, la performance du chitosane peut être évaluée avec des unités de

coagulation-floculation de type 'Jars-tests' qui sont d'excellents outils pour comparer divers types de coagulants chimiques, concentrations et régimes de mélange.

L'utilisation du chitosane dans le procédé de coagulation des eaux usées signifie que les déchets de crustacés couramment disposés dans les champs d'enfouissements pourraient être recyclés.

Cette revue littéraire a pour but de décrire les possibilités d'utilisation du chitosane et son utilisation en tant que coagulant dans le traitement des eaux usées.

1.8.3 L'utilisation du chitosane en tant que coagulant pour le traitement des eaux

Les perspectives prometteuses de l'utilisation du chitosane en tant que coagulant dans le traitement des eaux ont amené une équipe de chercheurs (Murcott et Harleman, 1991, 1992 et 1993) du Massachusetts Institute of Technology (MIT, Cambridge, États-Unis) à la réalisation des travaux sur ce sujet.

Les premières recherches ont été faites à la station d'épuration de Gloucester (Massachusetts) en 1991 sur une eau constituée à 89% d'eau commerciale et domestique et à 11% d'eau provenant de dix-neuf entreprises faisant partie d'un programme de prétraitement industriel, dont onze étaient des entreprises industrielles de transformation de poisson. L'étude a porté sur quatre coagulants: l'alun, le chlorure ferrique, le poly-aluminium-chlorure et le chitosane. Divers aide-coagulants et adjuvants de floculation ont aussi été étudiés parallèlement. Les essais se sont déroulés sur deux périodes (une semaine en janvier et une semaine en septembre 1991) sur des unités de coagulation-floculation (Phipps et Bird, Richmond). Les performances optimales pour le chitosane comme coagulant primaire ont été obtenues avec une concentration équivalente à 0,2% de celle des sels de métaux. Le chitosane peut être employé avec succès en tant qu'aide-

coagulant attitré à de plus faibles concentrations de sels de métaux. Il n'est pas efficace pour l'enlèvement des phosphates.

Lors de leur deuxième recherche en 1992 au MIT, Murcott et Harleman ont comparé le chitosane et d'autres polymères naturels (famille des Moringa) utilisés comme coagulants primaires et comme aide-coagulants et sels de métaux pour l'enlèvement de la DCO, des MES, des métaux lourds et des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques). Les expériences ont été faites sur les eaux usées de la station de traitement primaire de Deer Island (Massachusetts). Les auteurs indiquent aussi que l'ajout d'un tampon phosphate avec le chitosane a permis d'assurer la formation de floccs avec des meilleures caractéristiques de décantation. Lorsque le chitosane est employé comme coagulant, il permet un bon enlèvement de la DCO d'un effluent en une concentration supérieure à 300 mg/L. Pour de faibles DCO, la performance du chitosane est plutôt irrégulière. Dans l'ensemble, l'enlèvement de la DCO et des matières en suspension par le chitosane n'est pas aussi efficace qu'avec les sels de métaux. Toutefois, dans des conditions optimales (aide-coagulant et adjuvant de floculation), 5 mg/L de chitosane peuvent être aussi efficace que 40 mg/L de sel de métal et peuvent assurer jusqu'à 66% de réduction de la DCO. La concentration optimale de chitosane se situe dans une plage d'utilisation relativement étroite, soit entre 4 et 5 mg/L. Un excès peut engendrer une restabilisation des charges et une réduction de l'efficacité de la coagulation. Le chitosane, employé comme aide-coagulant ou floculant à une concentration de 2 mg/L, peut être aussi performant que 0,2 mg/L de polymère anionique. Aux concentrations employées de chitosane ou d'autres polymères organiques (4 à 5 mg/L en tant que coagulant primaire ou 1 à 2 mg/L en tant qu'aide coagulant) correspondent des quantités de boues inférieures à celles produites avec les sels de métaux à des concentrations optimales de 40 à 50 mg/L.

Le chitosane employé comme coagulant ou aide-coagulant à de faibles concentrations, est aussi performant voir meilleur que les autres coagulants classiques (alun et chlorure ferrique) pour l'élimination de tous les métaux étudiés. Le chitosane a permis l'élimination de plus de 88% du chrome, du zinc, du cuivre, de l'aluminium et du fer à une concentration de l'ordre de 4 à 6 mg/L; 40% de barium a été éliminé dans tous les échantillons quel que soit le régime de mélange. En revanche, il est peu performant pour l'élimination du silicium quoique qu'il reste meilleur que l'alun ou le chlorure ferrique. L'enlèvement des HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques) par le chlorure ferrique combiné au polymère anionique #2540 ou au chitosane comme aide-coagulant donne des concentrations en HAP plus faibles (ng/L) que celles rencontrées dans l'effluent actuel de la station de traitement des eaux de Deer Island (Murcott, 1992).

Dans leur troisième recherche réalisée au MIT en 1993, Murcott et Harleman ont essayé de démontrer l'efficacité du chitosane en tant que coagulant primaire à la place de l'alun et du chlorure ferrique à l'aide d'essais en béchers. Ils ont comparé la performance du chitosane jumelé à la bentonite avec l'alun et d'autres coagulants chimiques pour l'enlèvement de la turbidité et de la couleur d'eau devant servir à la consommation. Ces expériences en béchers ont été faites de février à avril 1993 sur des eaux échantillonnées provenant du réservoir Wachusett. La turbidité des eaux brutes du réservoir étant faible, la bentonite a été utilisée comme aide-coagulant afin d'améliorer les propriétés de sédimentation des floes. Les résultats obtenus lors de cette étude ont montré que l'utilisation du chitosane avec la bentonite à faible concentrations est plus efficace que l'alun seul (ou alun + adjuvant de floculation) pour l'enlèvement de la turbidité et la couleur. Les caractéristiques moyennes de l'eau brute mesurées par l'équipe de recherche du MIT étaient: turbidité = 0,53 UTN, couleur apparente = 14, pH = 6,8, alcalinité = 4,2 mg/L CaCO_3 et température = 3 °C. D'autres informations pertinentes sur les caractéristiques de ces eaux brutes ont été obtenues par Edzard (1991): COT = 3,1 mg/L, DCO = 3,0 mg/L; absorbance UV (254 nm) = 0,70 cm^{-1} ; formation potentiel des

trihalométhanés (THMFP) = 155 µg/L. Étant donné la qualité exceptionnelle des eaux brutes du réservoir Wachusett, un seul traitement avec la bentonite et le chitosane par coagulation-floculation a été suffisant pour atteindre une eau d'excellente qualité.

Selon l'AWWA (American Water Work Standard) pour la production d'eau potable, le régime de mélange standard peut être appliqué avec l'alun ou avec le chitosane/bentonite. Un temps de mélange un peu plus long et une vitesse de mélange plus élevée n'ont pas d'effets sur la performance du chitosane seul, mais ont amélioré la performance avec le chitosane/bentonite. L'énergie fournie durant l'étape du mélange rapide devrait être donc plus élevée avec l'utilisation des polymères organiques qu'avec les coagulants classiques utilisés comme coagulants primaires (Fettig et al., 1990).

Lors des essais avec le couple chitosane/bentonite, le pH de la solution n'a diminué que de 0,1 unité, tandis qu'il s'est abaissé de 1,4 unités avec l'alun. La concentration optimale de chitosane et de bentonite était respectivement de 1 mg/L et de 8 mg/L lors du traitement des eaux par le procédé de coagulation-floculation. En ce qui concerne la production des boues, 1,0 mg/L de chitosane et 8 mg/L de bentonite produisent autant de boues que 15 mg/L d'alun avec 1,5 mg/L de polymère anionique. Les résultats ont aussi montré que la bentonite et le chitosane pouvaient être ajoutés simultanément ou de façon séquentielle. L'alcalinité (mg/L de CaCO_3) décroît de 12%, de 4,2 mg/L à 3,7 mg/L, pour une concentration optimale de 1,0 mg/L de chitosane et 10 mg/L de bentonite. Alors que l'alcalinité décroît de 64%, de 4,2 mg/L de chitosane à 1,7 mg/L, pour une dose optimale d'alun de 10 mg/L.

La chitosane et la bentonite sont tout aussi efficaces quelle que soit la température de l'eau alors que l'alun n'est pas du tout efficace pour l'abaissement de la turbidité et de la couleur en conditions d'eaux froides. Le chitosane représente donc un énorme avantage pour le traitement d'effluents en régions nordiques.

Finalement, bien que le coût estimé d'achat du chitosane et de la bentonite soit légèrement plus important que celui du couple alun/polymère anionique pour une efficacité semblable, leur utilisation permet d'éviter l'ajout de produits chimiques supplémentaires (soude, chaux) pour la correction du pH après traitement.

Les travaux de coagulation-floculation réalisés par Kawamura (1991) sur des eaux de surface mettent en évidence l'efficacité du chitosane en tant que coagulant primaire dans des eaux ayant une turbidité faible à élevée. Il conclut que le chitosane peut être plus efficace que les polymères synthétiques en tant que coagulant ou aide de filtration. Comme pour les polymères synthétiques, le chitosane peut ne pas être efficace pour l'enlèvement de tous les types de matières en suspension (colloïdes). Cependant, il est performant sur une grande gamme de turbidités contrairement aux polymères synthétiques, et il est particulièrement efficace pour des eaux très turbides. Les résultats ont montré aussi que le chitosane s'avérait efficace pour des eaux faiblement turbides à alcalinités élevées. Le chitosane ajouté seul ou comme adjuvant de floculation, suite à l'injection d'alun, permet d'obtenir des turbidités résiduelles plus faibles que lorsque l'alun est employé seul.

Le chitosane a été également utilisé pour le traitement des eaux usées provenant des usines de transformation des produits de la mer (Johnson et Gallanger, 1984). Ces effluents usées traitées par le procédé de coagulation-floculation contenaient des déchets de crabes, de saumon et de crevettes grises. Des essais en béchers et pilotes ont été réalisés pour comparer le chitosane avec le sulfate ferrique ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) afin d'enlever les MES et la turbidité. La concentration de chitosane ajoutée était de 30 mg/L et celle du sulfate ferrique de 500 mg/L. Les résultats montrent que le chitosane peut enlever 97-98% des MES et de la turbidité. L'emploi d'une solution tampon phosphate a permis d'assurer la formation des floes ayant de meilleures caractéristiques de décantation. Son ajout s'est avéré nécessaire en raison des consommations d'alcalinités

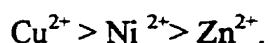
importantes (réactions du sulfate ferrique) et de l'ajout d'une quantité significative d'acide acétique lorsque le chitosane est injecté. L'ajout ne s'est pas avéré nécessaire dans le cas de l'effluent crevettes possiblement en raison de la présence de polyphosphates dans l'exosquelette des crevettes.

Une thèse (Lavoie, 1988) fait état du chitosane comme coagulant hautement efficace pour l'enlèvement des micro-algues dans un traitement tertiaire biologique des eaux. D'autres résultats d'essais de coagulation-floculation réalisés par d'autres chercheurs (Peninston et al., 1970; Milazzo, 1982; Shultz et al., 1982 & 1984; Sievers et al., 1992; Jun et al., 1994; Wada et al., 1994; Chihpin et al., 1995) démontrent aussi l'efficacité du chitosane comme coagulant primaire ou comme adjuvant de floculation pour l'abattement de la turbidité dans les usines d'épuration, pour l'enlèvement de la DCO dans les effluents provenant d'usines de transformation de crevettes, pour la récupération des matières protéinées des eaux résiduaires résultant du traitement des tofus, pour l'enlèvement des phénols et des amines aromatiques contenues dans les eaux industrielles ainsi que pour l'élimination de la turbidité et des matières volatiles dans des eaux usées diluées provenant des industries du bétail, de la volaille et d'un digesteur anaérobique traitant des eaux usées contenant les rejets d'une porcherie.

À part le projet de recherche réalisé par l'équipe du MIT (Murcott & Harleman, 1993), il n'existe aucune autre publication ou document à l'heure actuelle traitant de l'élimination des métaux, surtout du cuivre, par le procédé de coagulation-floculation avec l'utilisation du chitosane comme coagulant primaire ou adjuvant de floculation. Cependant, il existe un grand nombre de publications portant sur l'élimination du cuivre et de plusieurs autres métaux par adsorption avec le chitosane.

1.8.4 Sélectivité du métal, mécanisme, cinétique d'adsorption et énergie d'activation du cuivre

Des études portant sur les équilibres d'adsorption d'ions métalliques (Hg(II), Cu(II), Ni(II) et Zn(II)) par le chitosane ont été réalisés (Mckay et al., 1987). Les isothermes d'adsorption à l'équilibre ont été tracés selon le modèle de Langmuir pour chaque métal en solution en contact avec le chitosane. La taille de particules et de la température n'influencent pas de façon significative la capacité d'adsorption des métaux par le chitosane. Les métaux sont adsorbés selon l'ordre préférentiel suivant:



L'adsorption des métaux par des polymères naturels provenant de la transformation des fruits de la mer a aussi été étudiée (Yang et Zall, 1984). Les résultats expérimentaux montrent que la chitine, le chitosane, et les écailles de trois espèces de poissons tel que le 'porgy', le carrelet et la morue sont efficaces pour éliminer le cuivre, le zinc, le chrome, le cadmium et le plomb des eaux contaminées. Des essais en cuvette ont été réalisés pour tracer les isothermes d'adsorption des métaux et étudier les cinétiques d'adsorption. Parmi les cinq adsorbants, le chitosane est plus efficace que la chitine: le chitosane, forme désacétylée de la chitine, contient plusieurs groupes amine qui le rendent capable d'adsorber 5 à 6 fois plus de métaux que la chitine.

Les eaux usées contiennent plusieurs ions métalliques et un enlèvement sélectif est à prévoir. En réalité, la séquence de sélectivité pour l'enlèvement des métaux par le chitosane est la suivante: $\text{Cu}^{2+} > \text{Cr}^{3+} = \text{Cd}^{2+} > \text{Pb}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ (Yang et Zall, 1984). Le plus fort pourcentage d'enlèvement a été obtenu avec le chitosane. Ce résultat est dû au groupe libre amine qui chélate le cuivre. L'épuration des eaux usées contenant une concentration élevée en cuivre est achevée en créant des groupes libres dans le polymère. Une mono-couche de cuivre adsorbé sur le chitosane contient vingt fois plus de d'ions de

cuivre qu'une mono-couche de zinc. Les résultats montrent que la constante de vitesse d'adsorption sur le chitosane est plus élevée que sur les autres adsorbants énumérés dans cette étude. On a aussi démontré que la diffusion de solutés à travers les pores internes du chitosane est rapide. L'énergie apparente d'activation pour l'adsorption du cuivre sur le chitosane est de 414 cal/mol. Cette valeur est un peu plus faible que celle du charbon activé ce qui indique que la chélation du métal par le chitosane est relativement facile.

Une recherche expérimentale a été entreprise pour l'élimination du cuivre, du nickel, et du chrome des eaux usées provenant d'une industrie d'électroplacage par adsorption à l'aide du chitosane (Coughlin et al., 1990). Un intérêt spécial fut porté pour l'adsorption du cuivre (Domard, 1987; Coughlin et al., 1991), du plomb et du chrome (Eiden et al., 1980) par le chitosane. Des études portant sur les cinétiques d'adsorption d'enlèvement du cuivre par le chitosane (McKay et al., 1986), ainsi que par l'étude des cinétiques et des équilibres d'adsorption du vanadium (Jansson Charrier et al., 1995) ont également fait l'objet d'études scientifiques. D'autres travaux de recherche sur l'adsorption des ions métalliques avec le chitosane ont été publiés (Hung et al., 1977; Muzzarelli et al., 1977; Park et Park, 1984; Lopez de Alba et al., 1989; Deans et Dixon, 1992).

1.9 ASPECTS ÉCONOMIQUES RELATIFS AU CHITOSANE

Le chitosane est coûteux mais il a un excellent potentiel en ce qui concerne la production d'eau à des fins industriels puisqu'il génère des produits alimentaires pour les animaux (protéines solubles concentrées) et permet une réutilisation ou une valorisation des boues produites plus économiques que les méthodes classiques d'évacuation (Murcott et Harleman, 1992).

La chitine et le chitosane sont produits commercialement au Japon (Kyowa Yushi Co. and Katakura Chikkarin Co.) et aux États-Unis (Vanson Chemical cie., Bioshell Inc., and Protan Laboratories Inc.). Le coût de vente du chitosane varie entre 6\$ US et 32\$ US/kg, selon la qualité du produit et des procédés de fabrication. Le prix du chitosane diminuera si la demande augmente (Kawamura, 1991).

2. MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE

2.1 PROVENANCE DES EAUX USÉES

Les essais expérimentaux ont été réalisés sur quatre types d'eaux usées:

- une eau potable mélangée à l'eau usée industrielle d'une scierie du Nouveau-Brunswick (teneurs: 2,5 %, 5%, 10%, 25%, 35% et 47% d'eaux industrielles).
- une eau potable mélangée à une eau usée sanitaire provenant d'une station d'épuration d'eaux usées du Nouveau-Brunswick (teneurs 25% et 10% d'eaux usées sanitaires).
- une eau potable mélangée à une solution de bentonite (concentrations initiales de bentonite: 8 mg/L et de 20 mg/L à 1000 mg/L de bentonite dans l'eau potable);
- une eau potable mélangée à une eau de rinçage provenant d'une industrie des plastiques et d'adhésifs (teneurs: 0,05%, 0,25%, 0,5%, 2,5% et 5% d'eaux de rinçage).

L'eau potable utilisée pour les mélanges lors des essais de coagulation-floculation est l'eau de robinet du laboratoire de la STEPPE-UQAM.

2.2 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU USÉE SANITAIRE ET DE L'EAU USÉE INDUSTRIELLE

Le Tableau 2-1 présente les caractéristiques et la composition physico-chimique de l'eau industrielle et de l'eau usée sanitaire brute prélevées le 12 juin 1997.

Tableau 2-1: Caractéristiques physico-chimiques des eaux industrielles et sanitaires

Paramètres	Unités	eau industrielle	eau domestique
DCO	(mg/L)	1402	179
COT	(mg -C/L)	439	77
COD	(mg-C/L)	429	33
MES	(mg/L)	66	97
MVES	(mg/L)	37	82
pH		6,1	7,0
Chrome	(mg Cr/L)	< 0,01	< 0,01
Cuivre	(mg Cu/L)	0,11	0,04
Rapport MVES/MES	(mg/mg)	0,56	0,85
Rapport COD/COT	(mg-C/ mg-C)	0,98	0,43
Rapport DCO/COT	(mg/mg)	3,20	2,33
Acides gras			
acide linoléique	(µg/L)	15	-
acide oléique	(µg/L)	15	-
Acides résiniques			
acide déhydroabiétique	(µg/L)	3800	-
acide abiétique	(µg/L)	1900	-
Composés phénoliques			
phénol	(µg/L)	230	-
o-crésol	(µg/L)	< 50	-
m-crésol	(µg/L)	160	-
p-crésol	(µg/L)	170	-

La différence principale entre ces deux types d'eau est la présence d'acides gras, d'acides résiniques et des composés phénoliques dans l'eau industrielle (Tableau 2-1). La DCO, le COT et le COD sont supérieurs dans l'eau industrielle, mais les MES et MVES sont plus élevées dans l'eau usée sanitaire. Les turbidités mesurées dans l'eau industrielle brute et l'eau usée sanitaire brute sont respectivement d'environ 173 et 51 UTN. L'eau industrielle est composée principalement d'acides résiniques (6970 µg/L), la teneur en composés phénoliques totaux étant de 560 µg/L et celle en gras totaux d'environ 40 µg/L. Les concentrations de chrome et de cuivre sont négligeables dans les eaux industrielles et sanitaires (traces).

2.3 COMPOSITION DES EAUX DE RINÇAGE

Les eaux de rinçage de l'industrie des plastiques et des adhésifs est principalement composée d'émulsions d'acétate de polyvinyle; cette eau est considérée comme un déchet dangereux. Sa composition est présentée au Tableau 2-2.

Tableau 2-2: Composition des eaux de rinçage de l'industrie des plastiques

Substances	Contenu en pourcentage (% en poids)
Dibutyle de phtalate	50%
Argiles	10%
Carbonates de calcium	5%
Toluène	2%
Hexylène de glycol	10%
Amidon de maïs	10%
Defoamers	10%
Agents conservateurs	2%
Monomères résiduels de la polymérisation incluant l'acétate de vinyle et le butacrylate et autres	1%
<i>Total des substances</i>	<i>100%</i>

2.4 CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE L'EAU POTABLE

Le Tableau 2-3 présente les caractéristiques physico-chimiques de l'eau potable utilisée dans les expériences de coagulation-floculation.

Tableau 2-3: Caractéristiques physico-chimiques de l'eau potable

Paramètres	unités	précision	valeurs
Alcalinité	mg CaCO ₃ /L	+/- 10%	90
Turbidité	UTN	+/- 1%	0,45
pH	-	+/- 0,1	7,3 à 25 °C
Température	°C	+/- 2	25

2.5 DESCRIPTION DU MATÉRIEL EXPÉRIMENTAL DE LABORATOIRE

2.5.1 Matériel utilisé

- Banc de floculation, Phipps & Bird, Richmond, Va., USA
- Bêchers de 2 L (fond conique)
- Spectrophotomètre d'absorption atomique , *marque VARIAN*, modèle AA-975 série
- pH-mètre Fisher Scientific, modèle Accumet 915, série 3195
- pH-mètre Hanna Instrument, modèle HI 8417N
- Turbidimètre modèle 2100P Hach, *marque John Meunier*
- Balances Sartorius Research 1265 MP et Mettler AE 100

2.5.2 Coagulant, aide-coagulant, adjuvant de floculation et autres produits

Le coagulant primaire principalement utilisé dans cette recherche expérimental est le chitosane. Le chitosane extrait des carapaces de crabes a été obtenu sous forme de flocons de couleur jaunâtre et provient de la compagnie Amersham Life Science Inc, (Cleveland, OHIO, USA). Le produit contient 6 à 10% d'humidité et le pourcentage de cendres est de 2%. Le mode de préparation du chitosane à partir de la chitine ainsi que les autres caractéristiques importantes pour l'évaluation de la performance de cet adsorbant tels que le poids moléculaire, le degré de désacétylation, la stabilité, la surface spécifique, le contenu en groupe aminé, le pourcentage en azote ainsi que le nombre de groupements acétyles sur la chaîne polymérique du chitosane n'ont pu être fournis par la compagnie Amersham. Le chitosane a été injecté dans les bêchers sous forme d'une solution contenant 1% d'acide acétique (à $\text{pH} < 4$) préalablement préparée. La concentration de 10 000 mg/L de la solution-mère de chitosane a été préparée de la façon suivante: deux grammes de chitosane (base sèche) ont été mélangés à une solution de 2% d'acide

acétique à l'aide d'un agitateur mécanique tournant à 100 tpm durant une heure et demie. La solution n'a pas été chauffée pour éviter que le polymère naturel ne se dégrade. Un autre type de chitosane provenant de la compagnie Vanson Chemical a été utilisé; il a été obtenu sous forme de poudre fine. Ses propriétés physico-chimiques, fournies par la compagnie Vanson Chemical, sont présentées au Tableau 2-4.

Tableau 2-4: Propriétés physico-chimiques du chitosane (Vanson Chemical)

Propriétés	valeurs
taille des particules	fine
pourcentage d'humidité	< 10,0%
% de cendres (base sèche)	< 1,0%
couleur	clair , jaune blanchâtre
% de désacétylation	entre 70,0 et 82,0 %

Un autre coagulant, l'alun (sulfate d'aluminium, $[\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}]$), a été employé lors des essais. Une solution-mère commerciale initiale de 58 200 mg/L a été diluée dix fois dans le but d'obtenir une meilleure précision sur la lecture du volume à injecter avec la seringue. L'eau de dilution a été fabriquée à partir d'eau distillée. La concentration de la solution d'alun fabriquée pour les expériences est de 5820 mg/L.

La bentonite est une roche argileuse dont le composant minéralogique principal est le montmorillonite $((\text{OH})_4 \text{Si}_8 \text{Al}_4 \text{O}_{20} \cdot n\text{H}_2\text{O})$ auquel s'ajoutent des substances vitreuses et des gels colloïdaux d'alumine et de silice. Les minéraux argileux possèdent la capacité de lier quelques cations et quelques anions échangeables à d'autres cations et d'autres anions. Les cations les plus facilement échangeables dans les matériaux argileux sont : Ca^{2+} , Mg^{2+} , H^+ , K^+ , NH_4^+ , Na^+ ; les anions les plus facilement échangeables sont: SO_4^{2-} , Cl^- , PO_4^{3-} , et NO_3^- . La capacité d'échange des minéraux est due au fait que les

liaisons existants autour des sommets de l'unité structurale silice-alumine donnent naissance à des charges qui sont neutralisées par l'absorption d'autres cations. Cette propriété d'échange ionique est d'une grande importance lorsqu'on emploie la bentonite.

La bentonite est un aluminosilicate de calcium, de sodium, de magnésium, et de fer hydraté couramment utilisé comme aide-coagulant dans le traitement de l'eau. La bentonite employée pour les expériences provient de la compagnie Anachemia sous forme de poudre grise. Elle a été utilisée comme aide-coagulant et comme source de turbidité lors des expériences. Elle améliore les propriétés de décantation des floccs et permet d'augmenter l'efficacité de la coagulation. Elle agit également comme adsorbant. La bentonite possède une faible charge négative grâce à laquelle les floccs sont regroupés pour produire des floccs plus volumineux, plus lourds et plus résistants et qui décantent plus rapidement. La création d'une eau chargée avec de la bentonite a permis d'examiner l'enlèvement du cuivre et de la turbidité par le chitosane; la bentonite naturelle utilisée, appelée bentonite de forage, présente un intérêt évident. Son état finement broyé lui confère un emploi facile et une aire spécifique importante. La granulométrie de la bentonite brute est, en effet, telle que 62% des particules possèdent un diamètre inférieur à 1 mm, sa composition chimique indiquée au Tableau 2-5 révèle son caractère montmorillonitique ($\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3 = 3,77$) qui permet de la classer parmi les argiles gonflantes, propriété très importante dans le cas de l'utilisation de l'argile comme matrice d'accueil pour des espèces chimiques. À l'état naturel, cette bentonite présente un pH basique probablement dû à la présence de feldspath potassique et calcosodique. Sa conductivité électrique relativement faible est due à son caractère basique faible.

Tableau 2-5: Principales caractéristiques physico-chimiques de la bentonite

Composés chimiques	% des composés (en poids)	Paramètres physiques
SiO ₂	65,2	Solution bentonite de 10 g/L: pH = 9,1; alcalinité = 140 mg/L CaCO ₃ potentiel zêta = -212 mV
Al ₂ O ₃	17,25	conductance d'une solution contenant 0,5 mg/L de bentonite = 46,9 µS turbidité d'une solution contenant 0,2 g/L de bentonite = 862 Utn
Fe ₂ O ₃	2,10	62 % des particules ont un diamètre inférieur à 1 µm
MgO	3,10	
CaO	1,20	
Na ₂ O	2,15	
K ₂ O	0,20	
TiO ₂	0,20	
Perte au feu	8,20	

La préparation de la solution-mère contenant 0,1 g/L de bentonite a été homogénéisée durant 12 heures par agitation magnétique.

Les adjuvants de floculation utilisés lors des expériences ont été des granules de Percol 727 et de Pam 703 d'Allied Colloid. Ces adjuvants sont des polymères synthétiques (polyélectrolytes anioniques) de masses moléculaires élevées et de densités

de charge élevées. Les solutions-mères (100 mg/L) ont été préparées le jour même de chaque série d'expériences en raison de son faible temps de conservation en milieu aqueux (3 jours).

Le cuivre a été la source polluante étudiée dans cette recherche expérimentale. Une solution standard contenant 1005 µg/mL de Cu dilué dans une solution d'acide nitrique concentrée provenant de la compagnie Anachemia a été utilisé au cours de cette recherche expérimentale. Pour des raisons de variation trop grande de pH lors de l'ajout du cuivre dans les béchers, une solution de sulfate de cuivre ($\sim 10\,000$ mg/L $\text{CuSO}_4 \bullet 5\text{H}_2\text{O}$) a finalement été employée. Une solution standard de 1000 mg/L de zinc provenant de la compagnie Anachemia a également été utilisée.

Les autres produits utilisés pour les expériences ont été les acides gras tels que l'acide linoléique, le phénol sous forme cristalline, l'éther éthylique, le surfactant dodécyl sulfate de sodium, et le chlorure de calcium (CaCl_2) à titre d'électrolyte. Ces produits chimiques proviennent de la compagnie Anachemia. Une solution de 150 mg/L de kérosène a été également utilisée pour un essai.

2.6 PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Le protocole expérimental employé lors des essais de coagulation-floculation avec les béchers à fond conique de 2 litres sur le flocculateur de laboratoire est présenté au Tableau 2-6. Une série de béchers (Figure 2-1) sont agités de façon identique. Les réactifs sont d'abord mélangés rapidement durant 4 à 5 minutes puis la floculation est réalisée à vitesse plus lente pendant 10 minutes. Enfin, le mélange est laissé au repos pour assurer la décantation et le surnageant prélevé après 6 minutes a été apprécié visuellement. De plus, les informations suivantes permettent de préciser certaines

manipulations effectuées. Un volume constant de 400-500 mL de surnageant a été prélevé suite aux essais de coagulation-floculation-décantation dans chacun des béchers. Au moment du prélèvement, les prises d'échantillonnage ont été purgées de manière à les libérer de toutes impuretés avant de procéder à l'échantillonnage de l'eau clarifiée. Des mesures de la turbidité, de l'alcalinité totale, du pH et de la concentration de cuivre ont été faites sur tous les échantillons avant et après la séquence de coagulation-floculation-décantation pour fin de comparaison et d'interprétation.

Tableau 2-6: Description du protocole expérimental suivi lors des essais

Durée de l'opération (min.)	Activités	Opération et vitesse de mélange (tpm)
0	période de coagulation ajout de la bentonite (s'il y a lieu)	mélange rapide - 200 tpm
	<i>période d'attente</i>	
1	ajout du chitosane	mélange rapide - 200 tpm
	<i>période d'attente</i>	
3	ajout de l'adjuvant de floculation: Pam 703 ou Percol 727	mélange rapide - 200 tpm
	<i>période d'attente</i>	
5	période de floculation	mélange lent - 40 tpm
	<i>période d'attente</i>	
15	période de décantation	arrêt de l'agitation et retrait des pales simultanément
	<i>période d'attente</i>	
20 min et 50 s	purge des prises d'échantillonnage	-
21	prélèvement des échantillons d'eau traitée	-

Pour chaque série d'essais de coagulation-floculation, un témoin a été réalisé dans les mêmes conditions expérimentales et opératoires que les essais. Ce témoin était constitué de 2L d'eau potable ayant la même concentration de cuivre que les essais. Lors de l'arrêt de l'agitation, les pales ont été rapidement retirées pour ne pas gêner la décantation des floccs.

2.6.1 Montage expérimental

Le montage expérimental est schématisé sur la Figure 2-1.

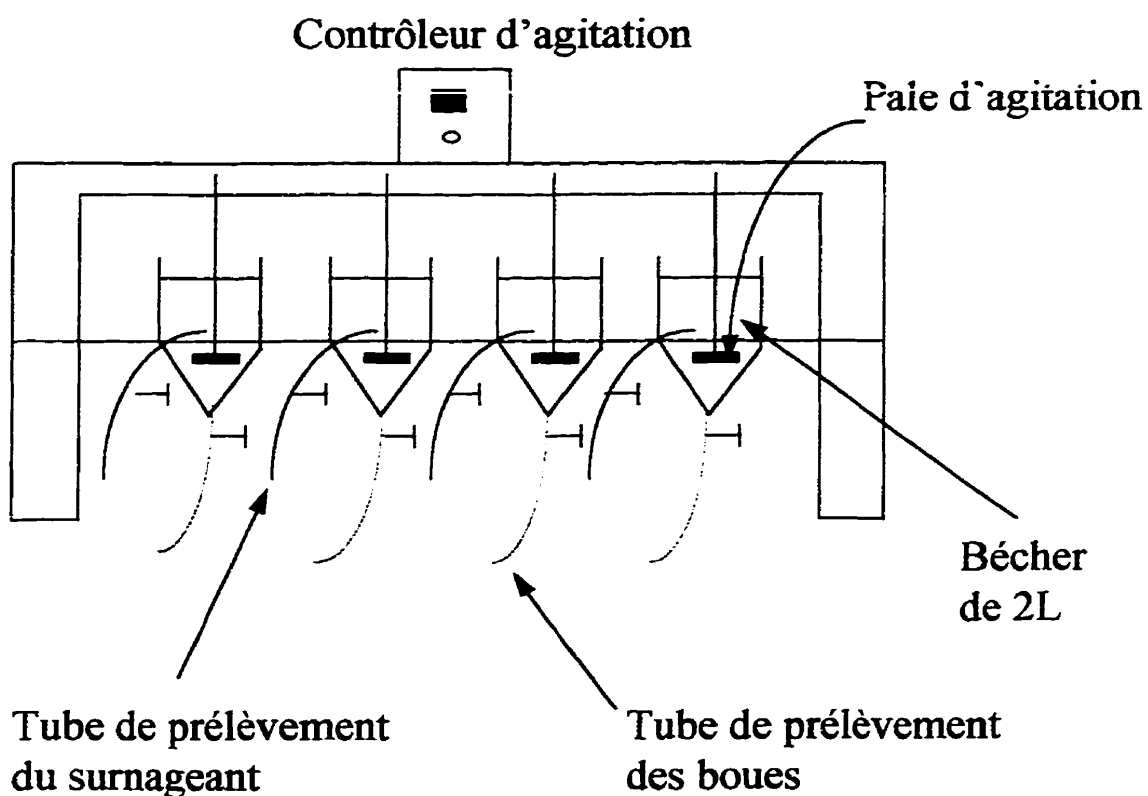


Figure 2-1: Schéma du montage expérimental

2.6.2 Conditions opératoires fixes

Le régime de mélange (vitesse de mélange et temps de mélange) a été constant pour toutes les expériences. Pour tous les essais de coagulation-floculation, la température des eaux a été maintenue à la température ambiante (environ 20-25 °C). Ce maintien de la température est très important puisque des variations de températures peuvent influencer le comportement des coagulants et des adjuvants de floculation de même que la sédimentation. Une différence de température entre l'eau usée et l'air ambiant pendant la coagulation-floculation provoque la libération d'air dissous sous forme de bulles qui font remonter une partie des floes. Les concentrations d'alun et de Pam 703 ajoutés tout au long des essais expérimentaux de coagulation-floculation ont été toujours fixées à 7 et 0,4 mg/L respectivement.

2.7 MÉTHODES ANALYTIQUES

Les méthodes analytiques employées pour les paramètres mesurés (Tableau 2-7) ont été réalisées selon la 19^e édition de Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 1995).

Tableau 2-7: Résumé des méthodes analytiques

Paramètres	Méthodes analytiques	Instruments
pH	4500-H ⁺ -B Électrochimie	pH-mètre Fisher Scientific modèle Accumet 915, série 3195; pH-mètre Hanna Instrument, modèle H1 8417N
Turbidité	2130-B Néphélométrie	Turbidimètre modèle 2100P de Hach, John Meunier
Alcalinité totale	* - Titrimétrie	**
Cuivre	3500-Cu B Absorption atomique	spectrophotomètre de marque Varian
Demande chimique en oxygène	5220-C	**
Carbone organique total	2130-B	COT-mètre, marque DOHRMAN
Phosphore	4500-P-F	Analyseur d'ions automatisé LACHAT
Azote Kjeldal	4500-N	Banc de distillation
MES	2540-D	**
Siccité	*	**

* : Méthode non répertoriée dans le Standard Method for the Examination of Water and Wastewater

** : Aucun appareil spécifique utilisé

2.7.1 Détermination de la concentration de cuivre

Un spectrophotomètre d'absorption atomique (Varian) équipé d'un brûleur d'air-acétylène et d'une lampe cathodique pour le cuivre a été utilisé pour mesurer les concentrations résiduelles de cuivre. Les échantillons prélevés après coagulation-

floculation-décantation, ont été digérés durant deux heures sur une plaque chauffante avant d'être analysés par absorption atomique (la température a varié entre 98 et 104 °C). Les échantillons de cuivre ont été acidifiés immédiatement après leurs prélèvements avec l'acide nitrique (100%) à pH inférieur à 2 puis ont été gardés au réfrigérateur. Cette conservation est bonne pour six mois selon le Standard Method for the Examination of Water and Wastewater (1995).

2.7.2 Détermination de l'alcalinité totale

L'alcalinité totale a été mesurée par titrimétrie jusqu'à pH = 4,5 avec de l'acide nitrique (N/50) (vert de bromocrésol et rouge de méthyl). L'alcalinité totale se calcule comme suit:

$$\text{Alc. tot. (mg/L de CaCO}_3\text{)} = [\text{mL de H}_2\text{SO}_4 \text{ (N/50)} * 1000] / \text{mL d'échantillon}$$

2.7.3 Siccité

La siccité a été calculée selon la méthode habituelle, soit en effectuant le quotient de la masse de matières sèches dans les boues (après évaporation à 103°C) et de la masse de boue humide avant évaporation.

2.8 ESSAIS RÉALISÉS EN LABORATOIRE AVEC LE CHITOSANE POUR ENLEVER LE CUIVRE

Des essais de coagulation-floculation-décantation préliminaires faits avec le banc de floculation de type 'Jars-Tests' ont été réalisés sur une eau potable, une eau potable mélangée à 25% d'eaux usées sanitaires, une eau potable mélangée à 25% d'une eau usée industrielle et une eau potable chargée de diverses concentrations de bentonite. Deux types d'adjuvants de floculation (Percol 727 ou Pam 703) ont été étudiés sur le mélange eau potable-eau usée sanitaire (25%). La stabilité du chitosane ont été également vérifiés. Ces expériences ont permis d'évaluer la capacité d'élimination du cuivre par coagulation-floculation à l'aide du chitosane. Le pH initial des eaux n'a pas été ajusté sauf dans deux essais où de l'acide acétique a été ajouté. Une comparaison de l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane et l'alun a été faite. Le cuivre qui a été utilisé pour les expériences provient de la solution standard de cuivre (1005 mg/L) dont le pH de cette solution standard se situe entre 1 et 2. Les conditions opératoires des essais préliminaires sont résumées au Tableau 2-8.

Tableau 2-8: Conditions opératoires des essais préliminaires

Substance	Concentration (mg/L)
Cuivre	4
Chitosane	40
Percol 727 ou Pam 703	0,4
Alun $[\text{Al}_2 (\text{SO}_4) * 14 \text{ H}_2\text{O}]$	7
Bentonite	8

Le Tableau 2-9 présente les caractéristiques physico-chimiques des eaux usées sanitaires et des eaux usées industrielles brutes utilisées pour les essais préliminaires réalisés à l'automne 1996.

Tableau 2-9: Caractéristiques physico-chimiques des eaux brutes

Paramètres	unités	eau domestique*	eau industrielle*
Alcalinité	mg/L CaCO ₃	216	849,6
pH	-	7,4	7,29
cuivre	mg Cu/L	non détecté	non détecté
DCO (demande chimique en oxygène)	mg/L	523,8	421,1
MES (Matières en suspensions)	mg/L	373,4	72,4
Azote Kjeldahl	mg N/L	46,63	3,84
phosphore	mg P/L	6,85	0,32

* eaux échantillonnées en automne 1996

2.8.1 Eau potable

Six essais de coagulation-floculation ont permis d'étudier l'enlèvement du cuivre en fonction de la concentration de chitosane dans une eau potable. La concentration du cuivre a été fixée de 4 mg/L, alors que la concentration du chitosane a varié de 10 à 60 mg/L. Aucun adjuvant de floculation n'a été ajouté.

Deux autres séries d'essais ont été réalisés pour comparer l'efficacité de l'enlèvement du cuivre par le chitosane avec du Pam 703 et par le chitosane avec de l'alun.

2.8.2 Eau potable mélangée à une eau usée sanitaire (teneur 25%)

Deux séries d'expériences ont d'abord été réalisées. Dans la première, un adjuvant de floculation a été ajouté, le Percol 727, alors que dans l'autre, aucun adjuvant de floculation n'a été ajouté.

Quatre autres séries d'expérience ont ensuite été menées afin de comparer l'efficacité d'enlèvement du cuivre par l'ajout du chitosane seul, de la bentonite et du chitosane ensemble (ajoutés de façon séquentielle), du chitosane avec le Pam 703, et de l'alun avec le Pam 703.

2.8.3 Eau potable mélangée à une eau industrielle (teneur 25%)

Six essais de coagulation-floculation de type 'Jar-Tests' ont permis de comparer l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane seul, la bentonite avec du chitosane, le chitosane avec du Pam 703, l'alun avec du Pam 703, le chitosane avec de l'acide acétique (1%) et le chitosane avec du Pam 703 et de l'acide acétique (1%). L'ajout de l'acide acétique (1%) avait pour but d'évaluer l'influence du pH sur la performance de la coagulation-floculation avec le chitosane. L'essai avec du chitosane et du Pam 703 et l'essai avec l'alun et du Pam 703 a été réalisé en double.

2.8.4 Eau potable mélangée à des solutions de diverses concentrations de bentonite

Huit séries d'essais en béchers ont été réalisés pour étudier l'effet des particules de bentonite dans une eau potable sur l'enlèvement du cuivre. La concentration de bentonite a varié entre 20 à 55 mg/L. Le pH initial des eaux était de 4.

2.8.5 Étude de la stabilité du chitosane

Deux solutions identiques de chitosane préparées à des dates différentes (14/11/96 et 13/05/97) ont été utilisées dans la coagulation-floculation pour vérifier leur stabilité dans le temps et selon leur température de conservation. Cette étude de la stabilité du chitosane a été validée à l'aide d'un essai de coagulation-floculation d'une eau potable chargée de 45 mg/L de bentonite en vue d'y enlever le cuivre et la turbidité avec du chitosane et du Pam 703.

Les efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité de trois autres solutions de chitosane préparées de manière identique à différentes dates (28/09/96, 13 et 23/05/97) ont été comparées avec une eau potable chargée de 140 mg/L de bentonite. Le Pam 703 a été utilisé dans ces trois essais.

2.9 ESSAIS RÉALISÉS AVEC DU CHITOSANE POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ

Les expériences présentées dans cette section ont permis d'étudier le comportement du chitosane dans différentes conditions expérimentales en vue de l'enlèvement du cuivre et de la turbidité par coagulation-floculation-décantation. Le cuivre provient d'une solution de cuivre ($\text{CuSO}_4 \bullet 5\text{H}_2\text{O}$) dont le pH est compris entre 5 et 6. Les expériences ont été réalisées sur des mélanges d'eau potable et d'eaux usées sanitaires (teneurs 25% et 10%), sur des mélanges d'eau potable et eaux usées industrielles (teneurs 2,5%, 5%, 10%, 25%, 35% et 47%), sur des mélanges d'eau potable et de bentonite (concentrations allant de 20 à 1000 mg/L), sur des mélanges d'eau potable et d'acides gras, sur des mélanges d'eau potable et de phénols ainsi que sur des mélanges d'eau potable et d'eaux de rinçage. Un essai de coagulation-floculation a été réalisé sur une eau potable chargée de 150 mg/L de kérosène pour enlever le cuivre et la turbidité.

Une brève étude comparative de la performance du chitosane et de l'alun a été aussi faite. La consommation d'alcalinité a été calculée dans la plupart des expériences. Pour chaque série d'expériences, un témoin a été utilisé.

2.9.1 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable et d'eaux usées sanitaires

Deux essais en béchers ont été réalisés sur une eau potable mélangée à 25% et 10% d'eaux usées sanitaires pour étudier l'influence de la turbidité initiale sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité par le chitosane. La concentration initiale de cuivre était de 4 mg/L. 40 mg/L de chitosane avec 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans ces deux essais. Aucun ajustement de pH n'a été effectué: le pH initial du mélange eau potable/eaux usées sanitaires étant toujours d'environ 7,5.

2.9.2 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable et d'eaux usées industrielles

Huit essais de coagulation-floculation ont été réalisés sur une eau potable mélangée à diverses quantités d'eaux usées industrielles (2,5%, 5%, 10%, 25%, 35% et 47%). 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été utilisés dans ces huit essais. Les essais en béchers d'eau potable mélangée à 25% et à 10% d'eaux usées industrielles ont été réalisés en double pour vérifier la reproductibilité des résultats. La siccité de la boue obtenue avec l'essai réalisé avec une eau potable mélangée à 47% d'eaux usées industrielles a été mesurée.

Un dernier essai a été réalisé à partir d'un mélange d'eau potable et de 5% d'eaux usées industrielles auquel 5 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés. Cet essai a permis de voir rapidement l'effet d'une faible concentration de chitosane sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité.

Il est à noter qu'il n'y a eu aucun ajustement de pH. Le pH initial des eaux de tous les essais cités se situe entre 6,8 et 7,4 et la concentration initiale de cuivre pour tous les essais était de 4 mg/L.

2.9.3 Mélanges d'eau potable et bentonite

Dans les essais réalisés à partir des mélanges d'eau potable et de bentonite, plusieurs paramètres ont été étudiés: l'effet de la turbidité initiale (variation de la concentration initiale de bentonite), le pH initial des eaux, la concentration initiale de chitosane, la concentration initiale de cuivre dans l'eau, l'effet de la force ionique par ajout d'un électrolyte (CaCl_2), l'effet de l'adjuvant de floculation (Pam 703), l'effet de la bentonite seule, l'effet du chitosane seul, et le type de chitosane des compagnies Amersham et Vanson Chemical. Une comparaison du chitosane par rapport à l'alun a été faite.

2.9.3.1 Étude de l'effet de la concentration initiale de bentonite

Vingt-quatre essais en béchers ont été réalisés pour étudier l'influence de la variation de la concentration initiale de la bentonite dans l'eau potable sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre (Cu^{2+}) et de la turbidité par le chitosane. Le pH initial de l'eau chargée de bentonite était identique dans tous les béchers ($\text{pH}_i = 6,5-7$). 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans tous ces béchers. Les concentrations de bentonite dans l'eau potable ont varié de 20 à 1000 mg/L. Les mélanges d'eau potable et de bentonite des essais avec des concentrations initiales de bentonite de 20, 40, 90, 160, 200 et 260 mg/L avaient des turbidités initiales similaires à celles des essais faits sur les mélanges d'eau potable et de 2,5%, 5%, 10%, 25%, 35% et 47% d'eaux usées industrielles. Nous avons pu ainsi comparer la performance du chitosane avec ces deux types d'eaux.

Deux essais avec 40 et 260 mg/L de bentonite dans l'eau potable et l'ajout de 5 mg/L de chitosane ont été réalisés puis comparés aux essais avec 40 mg/L de chitosane. Les pH initiaux pour ces deux essais étaient de 7.

2.9.3.2 Étude de l'effet du pH initial

Dans une première série d'expériences, huit essais en béchers ont été réalisés pour étudier l'influence du pH initial des eaux ayant une concentration constante de 25 mg/L de bentonite. Ces essais ont servi à étudier l'efficacité d'enlèvement du cuivre (Cu^{2+}) et de la turbidité par le chitosane avec des pH initiaux variant de 3 à 9. Le pH des eaux a été ajusté avec du H_2SO_4 (4N) ou NaOH (4N). 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans tous les cas sauf pour un essai où seulement 25 mg/L de bentonite a été ajouté. Cet essai a permis de déterminer l'efficacité de 25 mg/L de bentonite seule pour l'enlèvement de la turbidité et du cuivre, le pH initial de mélange étant de 7,5.

Dans une deuxième série d'expériences, huit essais en béchers ont été réalisés pour étudier l'influence du pH initial des eaux ayant une concentration constante de 260 mg/L de bentonite sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre (Cu^{2+}) et de la turbidité par le chitosane. Les pH initiaux étudiés ont varié de 1 à 6. Les différents pH initiaux ont été ajustés avec du H_2SO_4 (4N). 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans tous les béchers.

2.9.3.3 Étude de la concentration de chitosane et de la concentration du cuivre

Des essais de coagulation-floculation ont été réalisés pour étudier l'influence de la concentration de chitosane dans une eau potable chargée de 30 et 260 mg/L de bentonite en vue de l'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Les concentrations initiales de cuivre

ajoutées dans les mélanges d'eau potable et de bentonite ont été de 4 et de 30 mg/L. Le Tableau 2-10 résume les conditions initiales de ces essais.

Tableau 2-10: Nombre d'essais - concentrations initiales en bentonite et en cuivre

Concentration initiale de bentonite dans l'eau potable(mg/L)	Concentration initiale de cuivre (mg/L)	
	4	30
30	10 essais	9 essais
260	12 essais	10 essais

Les dix essais effectués avec l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite et de 4 mg/L de cuivre ont été classés de la façon suivante:

- Neuf essais de coagulation-floculation ont permis d'étudier l'effet de la variation de la concentration de chitosane (de 0,5 à 40 mg/L) pour éliminer le cuivre et la turbidité. Le pH initial du mélange d'eau potable et la concentration de bentonite ont été fixés respectivement à 7,3 et 30 mg/L. 0,4 mg/L de Pam 703 a été ajouté dans tous les cas.

- Un autre essai de coagulation-floculation avec ajout de 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a été mené afin de comparer la performance de l'alun avec le chitosane à différentes concentrations.

Onze essais ont été effectués avec de l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite et de 4 mg/L de cuivre; Dix de ces essais de coagulation-floculation ont permis d'étudier l'effet de la concentration de chitosane laquelle a varié de 0,5 à 60 mg/L en vue de l'élimination du cuivre et de la turbidité. Le pH initial a été ajusté à 7. 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans tous les béchers. Un autre essai de coagulation-floculation avec ajout de 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a été mené afin de comparer la performance de l'alun avec celle obtenue avec différentes concentrations de chitosane.

Sept essais en béchers avec de l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite et de 30 mg/L de cuivre ont été menés avec diverses concentrations de chitosane (de 0,5 à 40 mg/L). Le pH initial a été ajusté à 7. La concentration du Pam 703 a été de 0,4 mg/L. Un dernier essai de coagulation-floculation avec 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a permis de comparer la performance d'élimination du cuivre et de la turbidité avec celle obtenue avec différentes concentrations de chitosane. Un autre essai de coagulation-floculation a été réalisé pour évaluer l'efficacité de la bentonite (30 mg/L) dans de l'eau potable contenant 30 mg/L de cuivre en vue de l'enlèvement du cuivre et de la turbidité.

Sept essais en béchers ont été menés sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite et de 30 mg/L de cuivre avec diverses concentrations de chitosane (de 0,5 à 70 mg/L). La concentration du Pam 703 a été de 0,4 mg/L. Le pH initial a été fixé entre 7 et 7,3. Ces essais ont permis de trouver la concentration optimale de chitosane nécessaire pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Un essai supplémentaire de coagulation-floculation avec 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a permis de comparer la performance d'enlèvement du cuivre et de la turbidité avec celles obtenues avec différentes concentrations de chitosane. L'essai avec 0,5 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 a été fait en double.

Un dernier essai en bécher a été effectué pour étudier l'efficacité de la bentonite (à 260 mg/L) en présence de 30 mg/L de cuivre sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité.

2.9.3.4 Rôle de l'adjuvant de floculation, du coagulant et de la bentonite

Cette section présente dix essais qui avait pour but d'étudier le rôle de l'adjuvant de floculation (Pam 703) et du coagulant (chitosane) ajoutés séparément ou ensemble en vue de l'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Le pH initial des eaux mélangées dans les essais décrits ci-dessous a été fixé à 7. La concentration initiale de cuivre était de 4 mg/L.

Dans un premier temps, trois essais en béchers ont permis d'évaluer le rôle du Pam 703 et du chitosane pour la réduction de la turbidité et l'élimination du cuivre dans une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite. Dans un premier essai, 40 mg/L de chitosane a été ajouté sans adjuvant de floculation. Dans le deuxième essai, seulement 0,4 mg/L de Pam 703 a été ajouté. Pour finir, un essai de coagulation-floculation avec 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a été réalisé. Tous ces essais ont été comparés à celui avec 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ajoutés à une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite (voir 2.9.3.1).

Dans un deuxième temps, trois essais en béchers ont permis d'évaluer le rôle du Pam 703 pour la réduction de la turbidité et l'enlèvement du cuivre dans une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite. 0,5 mg/L de chitosane avec 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans le premier essai alors qu'au deuxième essai, seulement 0,5 mg/L de chitosane ont été ajoutés. Au troisième essai, 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été additionnés.

Dans un troisième temps, quatre essais en béchers ont permis d'évaluer le rôle du Pam 703, du chitosane et de la bentonite pour la réduction de la turbidité et l'élimination du cuivre dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Seulement 40 mg/L de chitosane ont été ajoutés dans le premier essai. Au deuxième essai, seulement 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés. Au troisième essai, 260 mg/L de bentonite ont été ajoutés.

Enfin, 7 mg/L d'alun avec 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés pour le 4^{ème} essai. Tous ces essais ont été comparés à l'essai où 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

2.9.3.5 Effet du type de chitosane

L'efficacité du chitosane de Vanson Chemical a été comparée à celle du chitosane de Amersham pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité à l'aide de trois essais de coagulation-floculation. La concentration initiale de cuivre a été de 4 mg/L pour tous ces essais et le pH initial des eaux a été de 6,5.

Un premier essai a été réalisé sur une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite à laquelle 10^{-2} M de CaCl_2 , 0,5 mg/L de chitosane (Vanson Chemical) et 0,4 mg/L Pam 703 ont été ajoutés.

Les deux derniers essais de coagulation-floculation ont été faits sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Dans le deuxième essai, 40 mg/L de chitosane (Vanson Chemical) accompagné de 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés. Cet essai a été fait en double. Dans le troisième essai, seuls 40 mg/L de chitosane (Vanson Chemical) ont été ajoutés.

Pour chacun des essais de coagulation-floculation réalisés avec le chitosane de la compagnie Vanson, des essais identiques ont été réalisés avec le chitosane de Amersham.

2.9.3.6 Effet de la force ionique

L'effet de la force ionique est un autre paramètre qui a été examiné en ce qui a trait à l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité. L'étude de la force ionique a été réalisée par l'ajout d'un électrolyte, soit 10^{-2} M de chlorure de calcium (CaCl_2). Une

comparaison entre les essais où il y avait présence et absence de CaCl_2 a été faite. La concentration initiale de cuivre a été de 4 mg/L et le pH initial des mélanges d'eaux a été de 6,5. Deux essais de coagulation-floculation ont été réalisés sur une eau potable mélangée avec 260 mg/L de bentonite. 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés dans le premier essai réalisé en double. Le deuxième essai a été fait sur une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite à laquelle 0,5 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 ont été ajoutés.

Deux essais identiques aux essais décrits ci-dessus ont été réalisés sans ajouts de chlorure de calcium.

2.9.3.7 Étude de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du zinc (Zn^{2+}) et de la turbidité

Une dernière série de six expériences par coagulation-floculation a été faite avec un autre métal de la même valence que le cuivre: le zinc. Ces expériences ont permis de comparer l'efficacité du chitosane sur l'enlèvement du zinc avec celle de l'enlèvement du cuivre dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. La concentration initiale de zinc a été de 4 mg/L. Le pH initial du mélange eau potable et bentonite a été ajusté à 7 dans tous les béchers. La concentration de chitosane a varié de 0,5 à 60 mg/L. 0,4 mg/L de Pam 703 a été ajouté dans tous les béchers. Un autre essai de coagulation-floculation a permis de déterminer l'influence de la bentonite seule sur l'enlèvement du zinc et de la turbidité. Un autre essai a eu comme but d'étudier le rôle de l'adjuvant de floculation en n'ajoutant que du chitosane (5 mg/L). Enfin, un dernier essai de coagulation-floculation avec 7 mg/L d'alun et 0,4 mg/L de Pam 703 a été effectué afin de comparer sa performance avec celle du chitosane.

2.9.4 Étude de l'effet des acides gras et du phénol

L'eau usée industrielle utilisée dans les essais de coagulation-floculation est principalement composée d'acides gras, de composés phénoliques et d'acides résiniques. Afin de relier la composition de l'eau à la performance du chitosane, plusieurs essais en béchers ont été réalisés en étudiant ces substances chimiques séparément.

Dans une première série d'expériences, deux essais de coagulation-floculation ont été réalisés pour étudier l'influence de l'acide linoléique sur l'enlèvement du cuivre par le chitosane. Le premier essai a été fait sur une eau potable contenant 260 mg/L de bentonite à laquelle 50 mL d'éther éthylique ont été ajoutés pour aider le mélange entre la phase aqueuse et l'acide gras. Le deuxième essai a été fait sur le mélange d'une eau potable avec 25 mg/L de dodécyl sulfate de sodium. Le dodécyl sulfate de sodium a permis de mélanger la phase aqueuse à l'acide gras. La concentration de l'acide linoléique, du chitosane et du cuivre ont été respectivement de 0,015 mg/L, 40 mg/L et 4 mg/L. Le pH initial a été de 6,5.

Dans une deuxième série d'expériences, trois essais de coagulation-floculation ont été faits pour étudier l'influence du phénol sur l'enlèvement du cuivre par le chitosane. Le premier essai a été fait sur une eau potable, le deuxième essai a été fait sur un mélange d'une eau potable avec 25% d'eaux usées sanitaires, et le troisième essai sur une eau potable contenant 260 mg/L de bentonite. La concentration initiale du cuivre a été de 4 mg/L. 20 mL d'éther éthylique a été ajouté dans les trois béchers. Le pH initial a été de 6,5. La concentration de chitosane dans les deux premiers essais a été de 5 mg/L, alors que dans le troisième essai, elle a été de 40 mg/L. La concentration de phénol a été de 0,25 g/L.

2.9.5 Étude de l'effet des eaux de rinçage et du kérosène

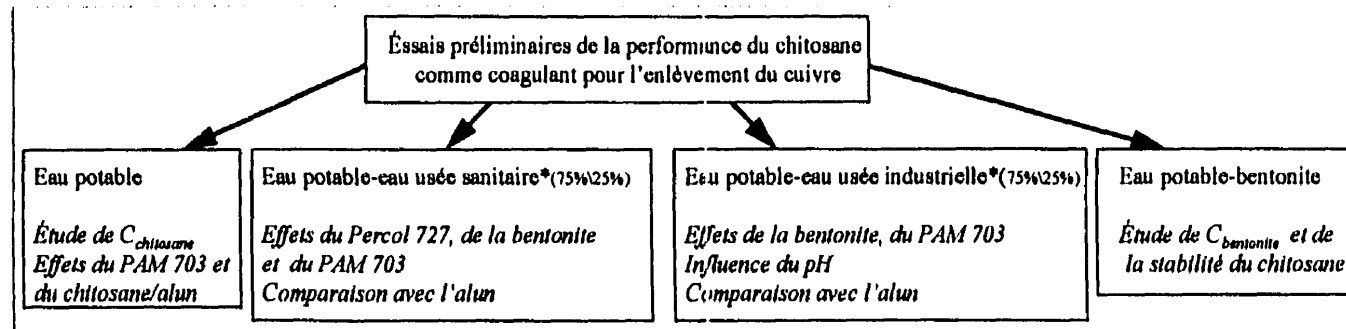
Cinq essais de coagulation-floculation ont été réalisés sur des mélanges d'eau potable et 0,05%, 0,25%, 0,5%, 2,5% et 5% d'eaux de rinçages pour étudier l'efficacité d'enlèvement de la turbidité et du cuivre. 40 mg/L de chitosane a été ajouté sans adjuvant de floculation pour voir l'effet du coagulant seul. Ces eaux de rinçage proviennent de l'industrie des plastiques et des adhésifs et elles sont fortement chargées en matière organiques (émulsions d'acétate de polyvinyle). Le pH initial du mélange de ces eaux a été ajusté à 7. La concentration initiale de cuivre ajoutée dans les eaux a été de 4 mg/L.

Un autre essai de coagulation-floculation a été réalisé sur une eau potable additionnée de 150 mg/L de kérosène en vue d'enlever la turbidité et le cuivre. La concentration initiale de cuivre a été de 4 mg/L et le pH initial du mélange a été fixé à 7. Seulement, 40 mg/L de chitosane a été ajouté.

2.10 Organisation de la recherche

Les objectifs à atteindre et le résumé du cheminement expérimental ainsi que les principaux paramètres étudiés sont présentés à la Figure 2-2.

Objectif n°1: mise en évidence de l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement du cuivre sur diverses sortes d'eaux usées



Objectif n°2: l'étude des paramètres influençant la performance du chitosane pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité

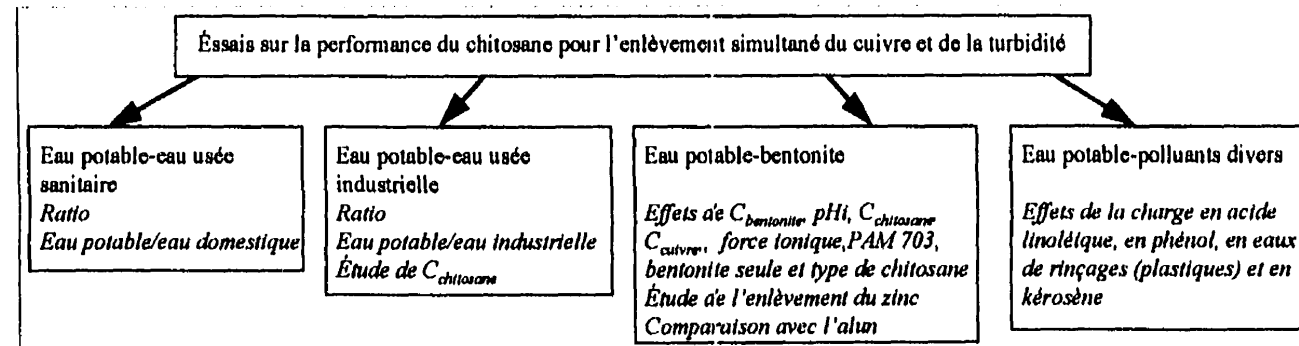


Figure 2-2: Structure organisationnelle de la recherche

3. RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

Le chapitre 3 présente les résultats expérimentaux obtenus tout au long de cette recherche. Tels que présentés à la Figure 2-2, les objectifs visés par la réalisation de cette recherche peuvent être divisés en deux groupes. Dans un premier temps, des essais préliminaires ont permis de montrer la performance du chitosane comme coagulant pour l'enlèvement du cuivre. Ces expériences ont permis également de comparer l'efficacité du chitosane avec l'alun selon le type d'eaux usées. La deuxième partie oriente la recherche en présentant l'étude complète de l'activité du chitosane pour l'enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité de plusieurs sortes d'eaux usées. La bentonite a été utilisée pour créer de la turbidité dans chaque expérience et son rôle a été déterminé. L'influence de nombreux paramètres sur l'efficacité du chitosane comme coagulant a été étudiée. Des comparaisons ont également été faites avec l'alun. Les résultats sous forme de graphiques et diagrammes à barre accompagnés de brefs commentaires sont présentés ici.

Les tableaux des résultats des essais de coagulation-floculation-décantation pour chaque série d'expériences réalisées sont présentés à l'annexe A.

3.1 ESSAIS RÉALISÉS EN UTILISANT LE CHITOSANE POUR ENLEVER LE CUIVRE

3.1.1 Eau potable

Dans la première série d'expériences où six essais de coagulation-floculation ont été réalisés en ajoutant différentes concentrations de chitosane, il n'a pas été constaté de variations de la concentration de cuivre après les essais de coagulation avec le chitosane à l'exception de l'essai avec 60 mg/L de chitosane où l'efficacité d'enlèvement n'a toutefois été que de 5,05%; les alcalinités finales n'ont pas été mesurées ici. Ces résultats montrent que le chitosane peut difficilement enlever le cuivre dans une eau potable où la turbidité est très faible. Pour activer l'interaction entre le cuivre et le chitosane dans l'eau potable, une suspension a été créée en mélangeant 25% d'une eau usée domestique, 25% d'une eau usée industrielle et de l'argile tel que la bentonite à différentes concentrations avec de l'eau potable.

Les résultats des deux autres essais de coagulation-floculation avec le chitosane/Pam 703 et le chitosane/alun ont donné des efficacités d'enlèvements du cuivre de l'ordre de 20,3% et 22,2% respectivement. Les pH initiaux étaient de 5,25 et les pH finaux de 4,5 et 4,34 respectivement. L'alcalinité initiale de l'eau potable était de 90 mg/L CaCO_3 et les alcalinités finales de l'eau potable pour les deux essais ont été respectivement de 5 et 0 mg/L CaCO_3 . Le Pam 703 et l'alun sont responsables de la consommation de l'alcalinité de l'eau potable qui a été respectivement de l'ordre de 85 et 90 mg/L CaCO_3 . D'après les observations notées lors de la coagulation-floculation avec le chitosane et le Pam 703, la solution est devenue aussi claire qu'au départ. Il est à noter qu'aucune boue n'a été produite pour ces deux essais.

3.1.2 Eau potable mélangée à une eau usée domestique (teneur 25%)

Les Figures 3-1 et 3-2 présentent une comparaison des résultats de l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la consommation d'alcalinité pour le chitosane seul, la bentonite et le chitosane, le chitosane avec un adjuvant de floculation (Pam 703 ou Percol 727) ainsi que l'alun jumelé au Pam 703.

Les résultats sur la Figure 3-1 montrent que l'alun jumelé au Pam 703 (essai 4) donne une efficacité d'enlèvement du cuivre de 50,8%. La combinaison de l'alun avec le Pam 703 a permis d'obtenir une efficacité d'enlèvement du cuivre supérieure aux autres essais en béchers avec le chitosane seul, la bentonite et le chitosane ainsi que le chitosane et le Pam 703 (essais 1, 2, et 3). Il est à noter que 8 mg/L de bentonite augmente légèrement l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane (essai 2 vs essai 1). L'efficacité d'enlèvement du cuivre a en effet été de 40,7% alors qu'elle n'était que de 37% pour le chitosane seul ou le chitosane jumelé au Pam 703 (essai 3), ce qui est surprenant puisque l'adjuvant de floculation aurait dû contribuer à un meilleur enlèvement du cuivre.

Les observations prises lors de l'essai de coagulation-floculation-décantation avec le chitosane et le Pam 703 ont montré un enroulement des floes autour de la pale de l'agitateur lors de la période de floculation où le régime de mélange est le plus lent. Ce phénomène pourrait signifier qu'il existe une réaction incompatible entre l'adjuvant de floculation et le chitosane. Lors de l'essai réalisé avec l'alun et le Pam 703, l'alun a éliminé et clarifié de façon exceptionnelle la solution chargée d'eau domestique à une teneur de 25%. Ce fut la solution finale la plus limpide de tous les essais.

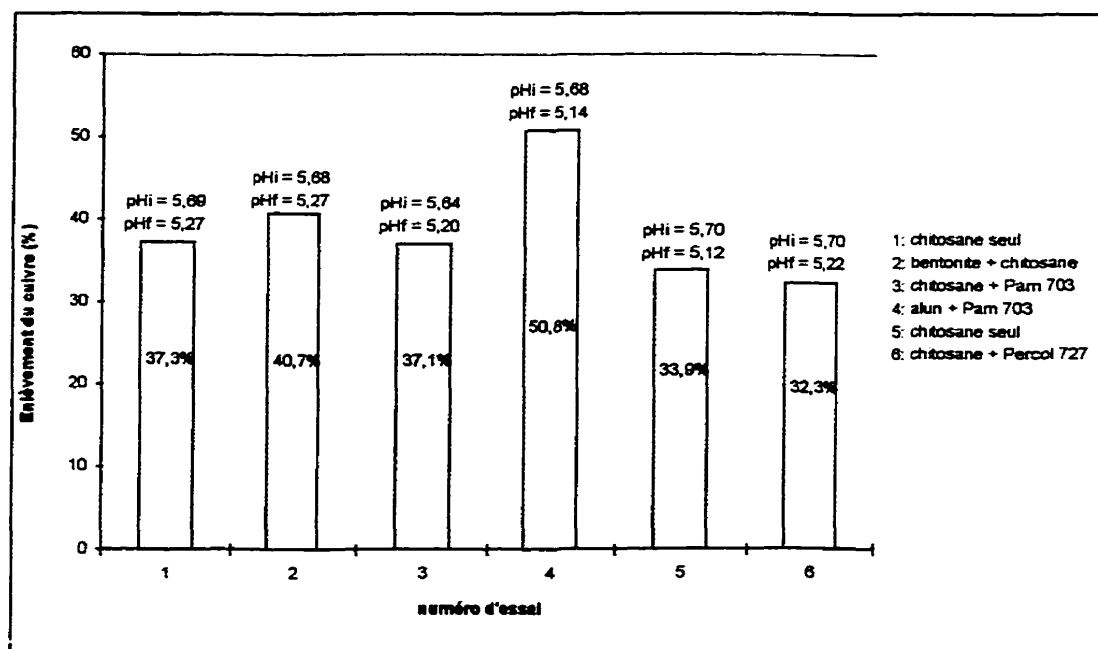


Figure 3-1: Efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane et l'alun sur une eau potable contenant 25% d'eaux usées domestique, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{alun}} = 7 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Percol 727}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{bentonite}} = 8 \text{ mg/L}$.

Lorsque l'essai avec le chitosane seul a été refait (essai 5), l'efficacité d'enlèvement du cuivre a été de 33,9%. Cette légère différence est certainement due à une moins bonne homogénéisation des eaux. L'essai fait avec le chitosane et le Percol 727 (essai 6) a donné une efficacité d'enlèvement de l'ordre de 32,3%. La différence entre l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane avec le Percol 727 et le Pam 703 est négligeable, de l'ordre de 4,8%. Selon les observations prises au moment de la coagulation-floculation-décantation pour l'essai avec le chitosane/Percol 727, les floccs ont été retrouvés collés autour de la pale de l'agitateur, comme de la gélatine, lors de la période de floculation. La décantation a donc été mauvaise. Ce phénomène est peut-être due à une mauvaise symbiose (incompatibilité) entre les adjuvants de floculation et le chitosane.

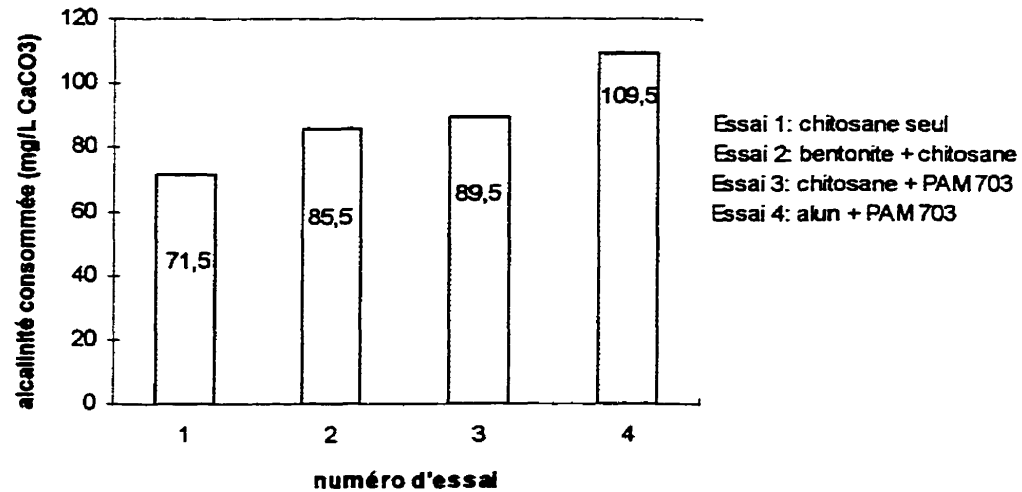


Figure 3-2: Consommations d'alcalinité après l'ajout du coagulant/floculant pour l'enlèvement du cuivre d'une eau potable contenant 25% d'eaux usées domestique, Alcalinité initiale du mélange = 121,5 mg/L CaCO₃.

La Figure 3-2 présente les consommations d'alcalinité pour ces quatre essais en béchers. Le chitosane ajouté seul dans l'essai 1 consomme moins d'alcalinité que pour les essais 2, 3, et 4 où il y a présence de bentonite, de Pam 703 et d'alun. La bentonite ne consomme pas beaucoup d'alcalinité. Les pH ont diminué lors de l'ajout des produits chimiques pour le traitement de ces eaux par coagulation-floculation. L'alun jumelé au Pam 703 consomme un supplément de 38 mg/L de CaCO₃ par rapport au chitosane seul.

3.1.3 Eau potable mélangée à une eau usée industrielle (teneur 25%)

Les Figures 3-3 et 3-4 reportent les résultats obtenus pour l'étude comparative de l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane seul, la bentonite/chitosane, le chitosane/Pam 703, l'alun/Pam 703, le chitosane/acide acétique (1%) et le chitosane/Pam 703/acide acétique (1%). L'ajout de l'acide acétique a permis de vérifier l'influence du pH initial des eaux.

La Figure 3-3 montre les résultats pour ces six essais en béchers. Des efficacités exceptionnelles d'enlèvement du cuivre de 94 % ont été obtenus pour ces essais en béchers à l'exception de l'essai avec l'alun et le Pam 703 ayant une efficacité d'enlèvement du cuivre plus faible, de l'ordre de 58,8 %. Dans l'essai 3 où le chitosane et le Pam 703 ont été ajoutés, la réaction entre le chitosane et le Pam 703 s'est parfaitement faite. Aucun floc ne s'est enroulé autour de la pale de l'agitateur. Ici, la symbiose entre le chitosane et le Pam 703 n'a donc pas été mauvaise comme prévue, compte tenu des résultats obtenus pour une eau potable chargée d'une eau usée domestique à 25%. Il est donc faux de conclure que le chitosane et l'adjuvant de floculation sont incompatibles. D'après ces expériences, on voit que l'ajout de la bentonite ou du Pam 703 n'a pas d'effet sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre. Le chitosane seul en tant que coagulant primaire est donc beaucoup plus performant que l'alun jumelé au Pam 703 pour l'enlèvement du cuivre dans une eau potable chargée d'une eau industrielle à 25%. L'effet de l'ajout de 1% d'acide acétique pour les essais avec le chitosane seul et le chitosane/Pam 703 n'a pas nuit à l'enlèvement du cuivre. Le pouvoir tampon du mélange de l'eau potable avec l'eau industrielle à une teneur de 25% est assez élevée puisque le pH des eaux une fois l'acide acétique (1%) ajouté n'a pas beaucoup baissé.

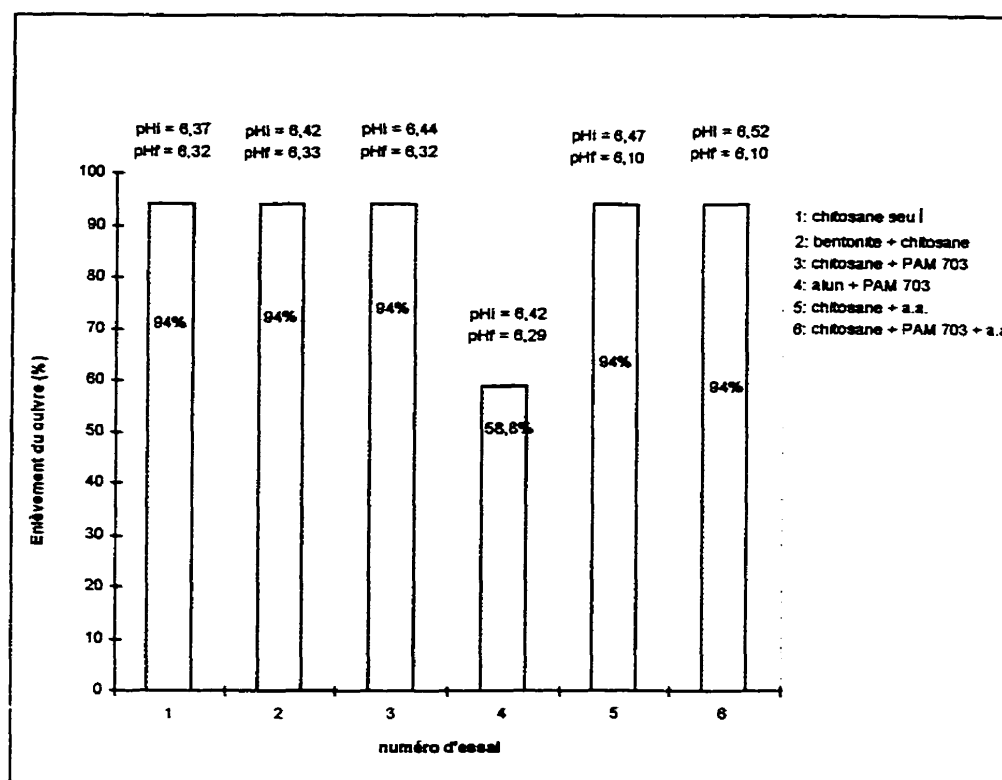


Figure 3-3: Efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane et l'alun dans une eau potable contenant 25% d'eaux usées industrielle, $C_{\text{cuivre}}=4$ mg/L; $C_{\text{chitosane}}=40$ mg/L; $C_{\text{alun}}=7$ mg/L; $C_{\text{Pam 703}}=0,4$ mg/L; $C_{\text{bentonite}}=8$ mg/L.

D'après les observations prises lors de la coagulation-floculation-décantation de l'essai avec le chitosane et le Pam 703, la solution finale est devenue très claire, très propre, aussi limpide que l'eau potable. Il y a eu un enlèvement évident de la couleur, des MES et de la turbidité. En revanche, lors de l'essai réalisé avec l'alun et le Pam 703, la couleur n'a pas été éliminée, la couleur finale de la solution était jaune-brun pâle.

La Figure 3-4 présente les consommations d'alcalinités pour ces six essais en béchers. L'essai avec le chitosane utilisé seul ou avec le Pam 703 sont ceux qui consomment le moins d'alcalinité. Cependant, la bentonite jumelée au chitosane et l'alun

avec le Pam 703 (essais 2 et 4) consomment environ 15% de plus d'alcalinité que le chitosane seul. Enfin, la présence d'acide acétique (1%) consomme une grande quantité d'alcalinité.

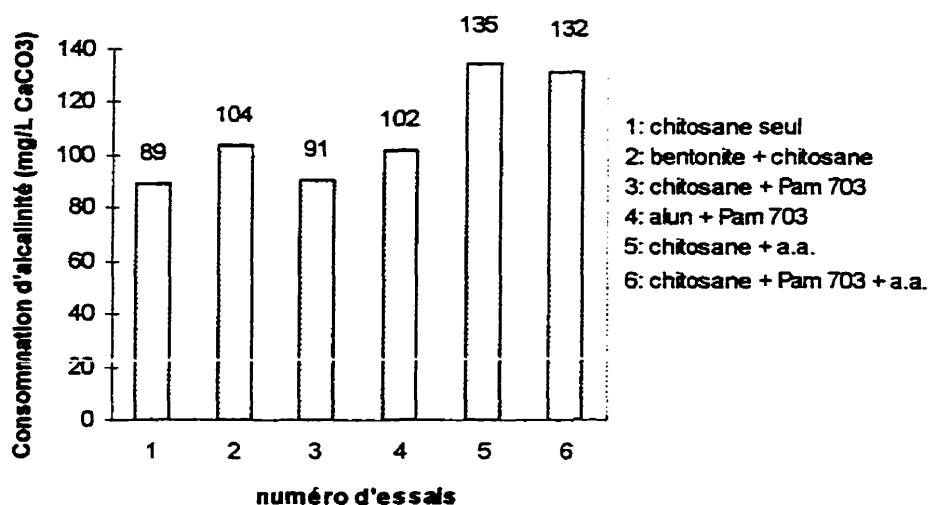


Figure 3-4: Consommations d'alcalinité après l'ajout du coagulant/floculant pour l'enlèvement du cuivre d'une eau potable contenant 25% d'eaux usées industrielle, Alcalinité initiale du mélange = 254 mg/L CaCO₃.

3.1.4 Eau potable mélangée à une solution contenant diverses concentrations de bentonite

La Figure 3-5 montre les efficacités d'enlèvement du cuivre par le chitosane en fonction de la charge de bentonite dans l'eau potable. On voit que l'enlèvement du cuivre augmente en fonction de la concentration initiale de bentonite dans l'eau. Les enlèvements de cuivre sont plutôt faibles pour des eaux chargées de 25 mg/L à 55 mg/L

(multiple de cinq) de bentonite. Ces résultats sont dus au fait que les eaux n'étaient pas suffisamment chargées.

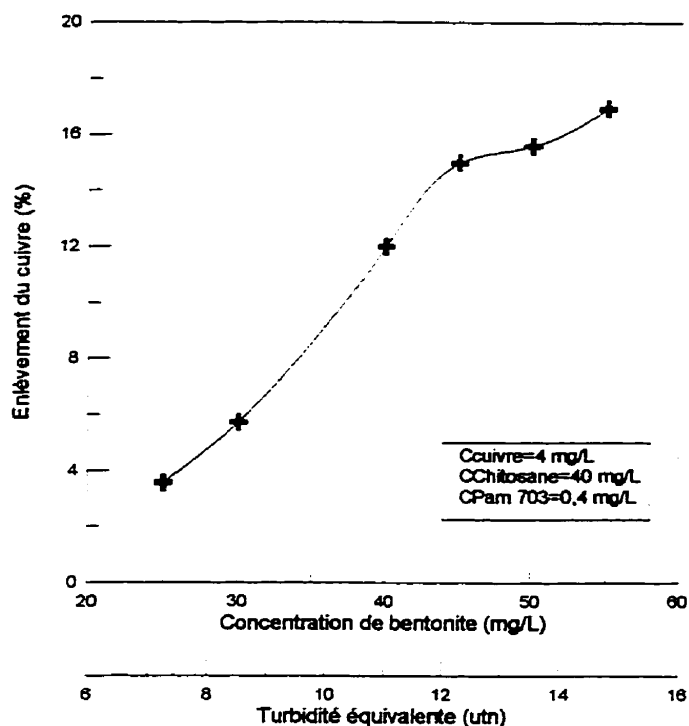


Figure 3-5: Enlèvement du cuivre par le chitosane en fonction de la concentration initiale de bentonite dans l'eau; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $\text{pH}_i=4,5$; $\text{pH}_f=3,2$.

En général, le pourcentage d'enlèvement de la turbidité par le chitosane pour un mélange eau potable avec bentonite d'une turbidité initiale comprise entre 7 et 12 Utn est très faible. Les pH initiaux étaient de 4,5 et les pH finaux étaient autour de 3.

3.1.5 Étude de la stabilité du chitosane

La Figure 3-6 montre la réduction de l'efficacité du chitosane en fonction du temps et de sa température de conservation. Cette étude de la stabilité du chitosane a été réalisée en calculant l'efficacité l'enlèvement du cuivre et de la turbidité pour un essai de coagulation-floculation d'une eau potable chargée de 45 mg/L de bentonite réalisée le 14/05/97. Le chitosane préparé le 14/11/96 est 10% moins performant que le chitosane frais du 13/05/95 pour l'enlèvement de la turbidité et 3% moins performant pour l'enlèvement du cuivre. Le chitosane du 14/11/96 s'est dégradé un peu étant donné qu'il n'a pas été conservé dans le réfrigérateur. Cette différence est plus marquée en ce qui concerne l'enlèvement de la turbidité.

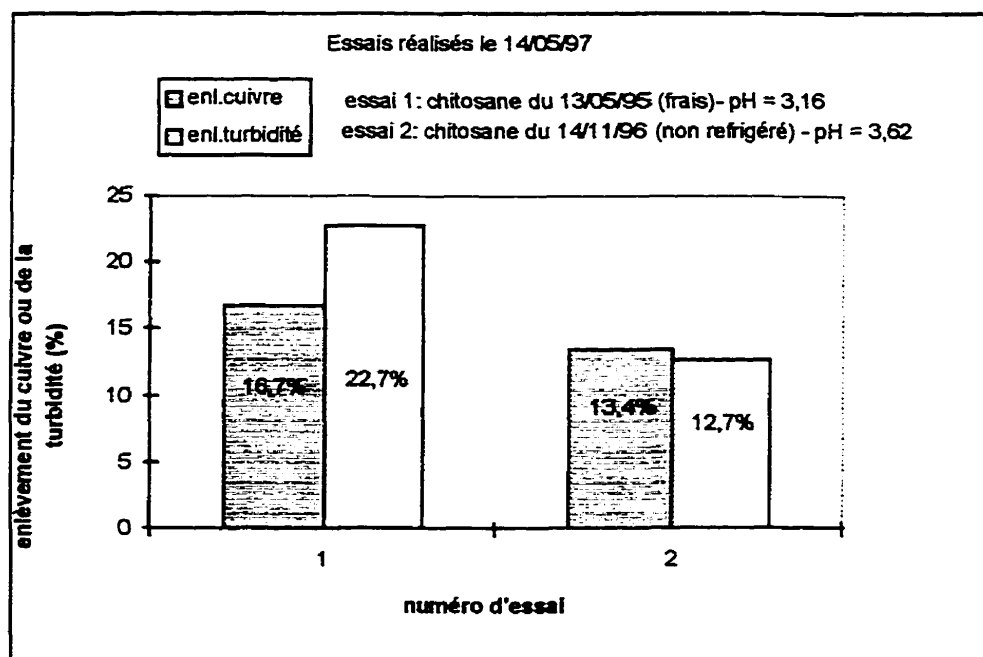


Figure 3-6: Étude de la stabilité du chitosane en fonction de son efficacité pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable contenant 45 mg/L de bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 5 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

À la Figure 3-7, on voit que l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité dans une eau potable chargée de 140 mg/L de bentonite est pratiquement la même quelle que soit la date de sa préparation. Les petites différences sont dues à des erreurs expérimentales. Le chitosane ajouté seul dans le béccher #3 (essai 3) sans adjuvant de floculation donne à peu près les mêmes résultats d'enlèvements du cuivre et de la turbidité.

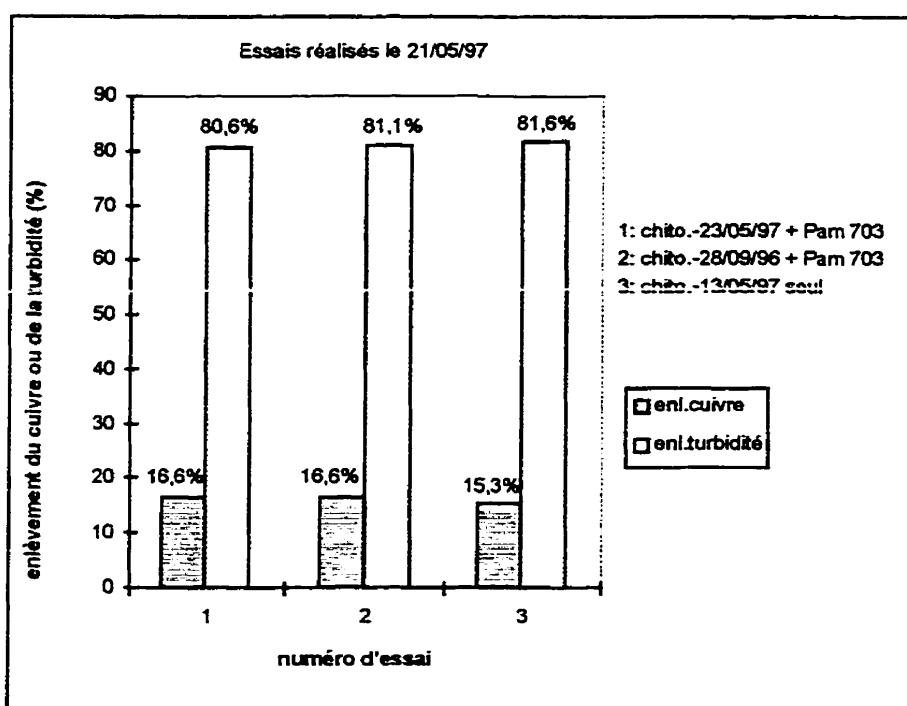


Figure 3-7: Étude de la stabilité du chitosane sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable contenant 140 mg/L de bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

En comparant les Figures 3-6 et 3-7, il est à noter que le chitosane datant du 28/09/96 a été conservé au réfrigérateur alors que la solution de chitosane datant du 14/11/96 n'avait pas été conservé au réfrigérateur. Il est donc important que la solution de chitosane soit gardée à froid pour éviter sa dégradation.

3.2 ESSAIS RÉALISÉS EN UTILISANT LE CHITOSANE POUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DE LA TURBIDITÉ

3.2.1 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable/eau usée domestique

Les résultats des pourcentages d'enlèvements du cuivre et de la turbidité pour les deux essais de coagulation-floculation réalisés sur une eau potable chargée d'une eau domestique à une teneur de 25% et de 10% sont données dans ce paragraphe. Le premier essai a permis un enlèvement du cuivre et de la turbidité de l'ordre de 11,7% et 39,8% respectivement. Le deuxième essai quant à lui, a permis d'obtenir un enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité beaucoup plus faible, de l'ordre de 4,73% et 6,2%. Le pH initial des mélanges d'eaux après ajout de 4 mg/L de cuivre a été de 7 pour ces deux essais. Les pH finaux après la séquence de coagulation-floculation-décantation étaient de 6,53 et 6,46 respectivement. L'abaissement du pH a été de l'ordre de 7% seulement. Le tableau A-4 affiche les valeurs des turbidités initiales correspondant aux teneurs de 25% et 10% en eau usée domestique dans l'eau potable. Les turbidités finales y apparaissent aussi suite à la coagulation-floculation. Il est à noter que l'alcalinité finale des eaux n'a pas été mesurée pour ces deux essais.

3.2.2 Effet de la turbidité initiale d'un mélange d'eau potable/eau usée industrielle

Les Figures 3-8, 3-9 et 3-10 présentent différents résultats obtenus pour les sept essais de coagulation-floculation réalisés sur une eau potable chargée d'une eau industrielle aux teneurs de 2,5%, 5%, 10%, 25%, 35% et 47%. Ces différentes teneurs en eau usée industrielle dans l'eau potable correspondent aux turbidités initiales suivantes: 5,4 Utn, 9,2 Utn, 20,8 Utn, 47,1 Utn, 64,5 Utn et 98,7 Utn. La Figure 3-8 présente une courbe croissante de l'enlèvement du cuivre en fonction de la turbidité initiale des mélanges eau potable/eau usée industrielle. C'est à partir d'une turbidité initiale de 64,5 Utn que la courbe atteint son maximum avec 100% d'enlèvement du cuivre.

L'enlèvement du cuivre par le chitosane à une concentration de 40 mg/L dans des eaux usées industrielles diluées avec respectivement des turbidités initiales de 64,5 et 98,7 Utn et des pH_i de 6,86 et 7,24 s'est faite à 100 %. La décantation a été très rapide et la solution finale est devenue très claire au bout de 18 minutes.

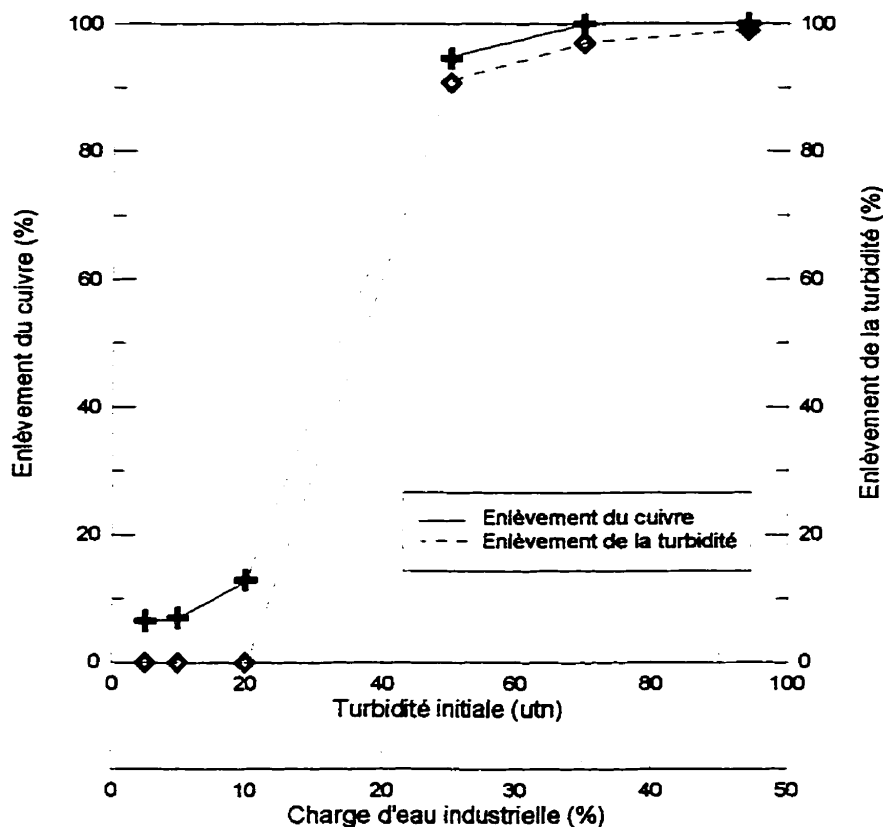


Figure 3-8: Enlèvement du cuivre et de la turbidité par le chitosane en fonction de la turbidité initiale d'une eau potable chargée d'une eau industrielle, $C_{\text{cuivre}} = 4$ mg/L; $C_{\text{chitosane}} = 40$ mg/L; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4$ mg/L; pH_i = 7; 6,91; 6,92; 6,80; 6,86; 7,24; pH_f = 6,08; 6,16; 6,24; 6,27; 6,33; 6,65; 6,98.

Ces résultats exceptionnels correspondent exactement à l'allure des floes lors de la séquence coagulation-floculation-décantation. Pour les trois essais ayant comme turbidités initiales: 5,4 Utn, 9,2 Utn et 20,8 Utn, les enlèvements du cuivre ont été très

faibles, soit respectivement de 6,44%, 6,96% et 12,9%. C'est à partir d'une turbidité initiale de 47,1 Utn (essai 4) que l'enlèvement du cuivre a été très efficace, soit 94,6%.

La Figure 3-9 montre les turbidités initiales et finales après la séquence de coagulation-floculation. On voit que l'enlèvement de la turbidité est bonne pour une eau potable chargée de 25% en eau industrielle correspondant à une turbidité initiale de 47,1 Utn. Les résultats d'enlèvements de la turbidité pour les béchers ayant des teneurs de 25%, 35% et 47% en eau industrielle (essais 4, 5 et 6) sont respectivement de 90,8%, 96,5% et 98,6%, ce qui est excellent. Pour l'eau potable chargée de 2,5%, 5% et 10% en eau industrielle, correspondant à des turbidités initiales de 5,4, 9,2 et 20,8 Utn, les turbidités finales sont légèrement plus élevées à la fin de la séquence de la coagulation-floculation-décantation.

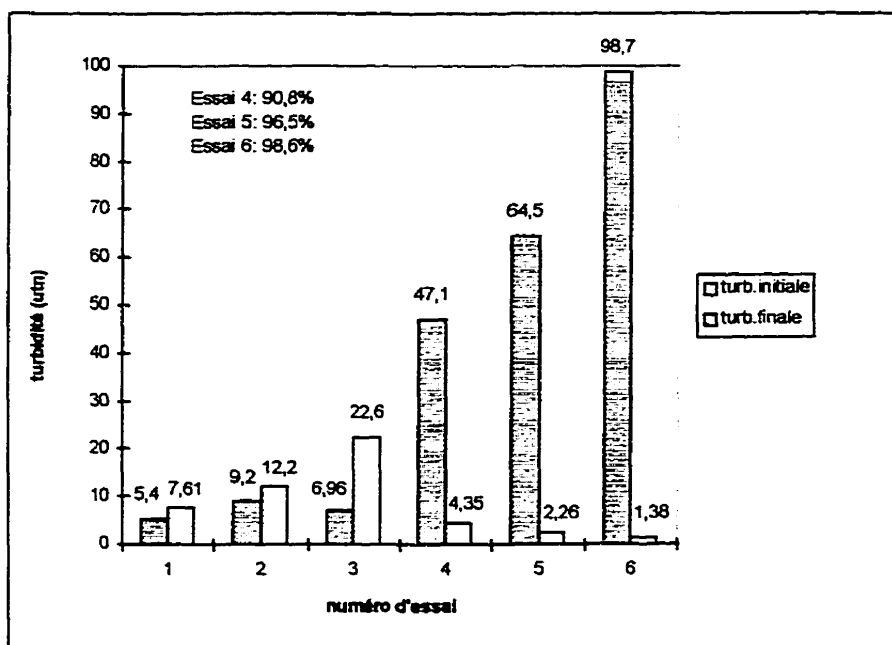


Figure 3-9: Turbidités initiales et finales d'une eau potable chargée d'une eau industrielle (2,5%, 5%, 10%, 25%, 35%, 47%), $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

La Figure 3-10 présente l'essai de coagulation-floculation réalisé sur une eau potable chargée d'une eau industrielle à une teneur de 5% avec une concentration de chitosane de 5 mg/L. Cet essai a été comparé à un essai semblable (essai 2) avec 40 mg/L de chitosane. On constate que pour une eau potable chargée avec 5% en eau industrielle, l'ajout de 5 mg/L de chitosane permet une élimination du cuivre et de la turbidité supérieure (57,7% et 93%) à celles obtenues avec une concentration du chitosane à 40 mg/L (6,96% et 0%). Tous les résultats obtenus ici concordent bien avec les observations notées lors des essais en béchers. On remarque qu'avec une concentration de 5 mg/L de chitosane, le pH final n'a pas été du tout modifié alors qu'avec une concentration de 40 mg/L, le pH final a diminué de 11,7 % par rapport au pH initial.

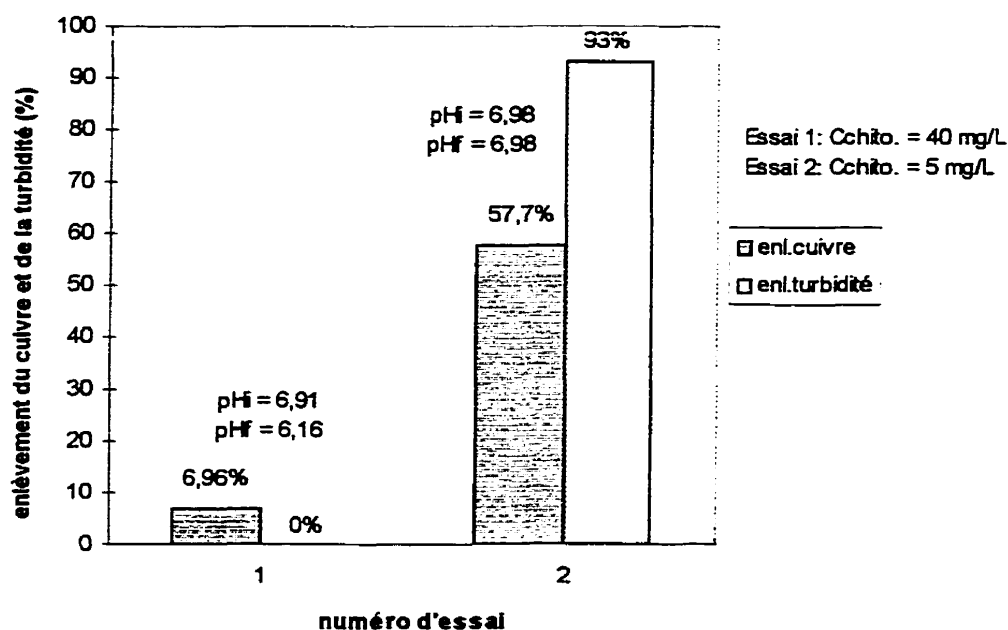


Figure 3-10: Comparaison de l'efficacité du chitosane à différentes concentrations pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité dans une eau industrielle à une teneur de 5%, turbidité initiale = 9,2 Utn; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

L'allure des floccs lors de la coagulation-floculation-décantation pour ce dernier essai était extraordinaire. La boue obtenue avait une très belle apparence, elle était constituée d'un dégradé de couleur (brun-noir, brun foncé, brun pâle et jaune). La décantation s'est faite très rapidement. La solution finale est devenue très limpide après 18 minutes de décantation. Cet essai a été le meilleur au point de vue qualitatif.

La Figure 3-11 présente la consommation d'alcalinité des eaux potables mélangées avec différentes quantités d' une eau usée industrielle lors de l'ajout du chitosane et du Pam 703. Pour tous les essais en béchers où l'alcalinité finale fut élevée, les résultats furent les meilleurs. Du point de vue qualitatif, les essais 6 et 7 ont présenté une coagulation-floculation-décantation excellente. Les solutions finales sont devenues aussi claire que l'eau potable.

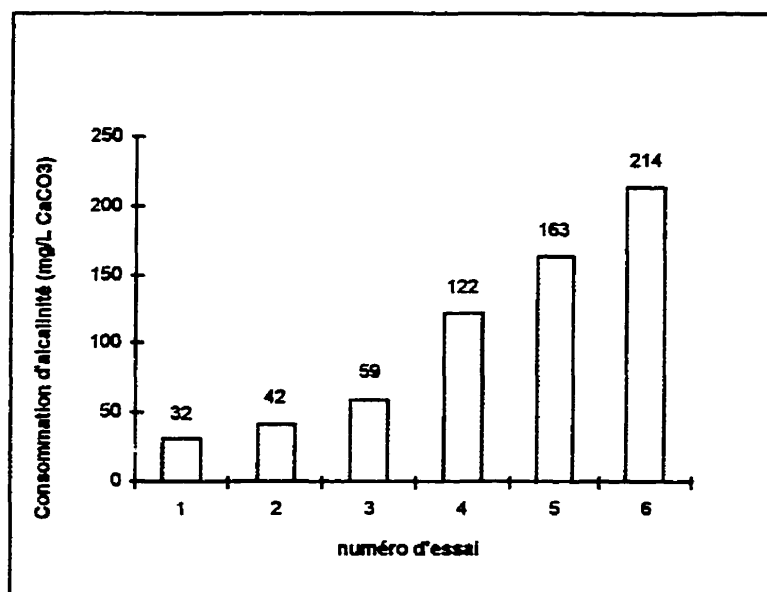


Figure 3-11: Consommations d'alcalinité après l'ajout du coagulant/floculant pour l'enlèvement du cuivre d'une eau potable contenant 2,5% à 47% d'eaux usées industrielle, Alcalinité initiale du mélange = 109-128-166-280-356-447 mg/L CaCO₃.

La consommation d'alcalinité pour l'essai de coagulation-floculation sur le mélange eau potable/eau industrielle à une teneur de 5% avec une concentration de chitosane de 5 mg/L a été de 35 mg/L de CaCO_3 .

La siccité de la boue provenant de l'essai de coagulation-floculation-décantation sur une eau potable chargée d'une eau usée industrielle à une teneur de 47% a été de 0,44%. Les conditions de cet essai figure au Tableau A-5. Le Tableau 3-1 suivant donne le volume de boue déposée en fonction du temps pour un mélange eau potable/eau usée industrielle à une teneur de 47% dans un cylindre de 1L:

Tableau 3-1: Volume de boue décantée en fonction du temps

temps (minutes)	0	0,5	1	2	3	4	60
Volume de boue décantée (mL)	5	50	80	95	100	100	100

3.2.3 Mélanges eau potable/bentonite

3.2.3.1 Étude de l'effet de la concentration initiale de bentonite

Les Figures 3-12, 3-13 et 3-14 présentent les résultats des vingt-cinq essais en béchers réalisés sur une eau potable chargée de bentonite d'une concentration allant de 20 à 1000 mg/L. Elles présentent également deux autres essais de coagulation-floculation par le chitosane à une concentration de 5 mg/L sur une eau potable chargée de 40 et 260 mg/L.

La Figure 3-12 présente une courbe croissante de l'enlèvement du cuivre en fonction de la concentration de bentonite dans l'eau potable ayant un pH initial compris entre 6,67 et 6,95. L'efficacité d'enlèvement du cuivre augmente à mesure que la concentration initiale de bentonite augmente. L'enlèvement du cuivre devient significatif à partir d'une concentration initiale de bentonite de 160 mg/L, soit 48,8% et plus. Cette concentration correspond à une turbidité initiale de 52,7 Utn. Pour une concentration de bentonite dans l'eau potable de 1000 mg/L (538 Utn), le pourcentage d'enlèvement du cuivre atteint 90%. La tendance montre que l'efficacité d'enlèvement du cuivre serait encore meilleure pour une eau potable chargée d'une concentration de bentonite supérieure à 1000 mg/L.

La même Figure 3-12 montre une augmentation continue de l'enlèvement de la turbidité en fonction de la concentration initiale de bentonite dans l'eau potable. Il est à noter que pour des concentrations de 20 mg/L et 25 mg/L de bentonite correspondant à des turbidités d'environ 5 Utn et 7 Utn, l'enlèvement de la turbidité est nulle: les turbidités finales étaient légèrement plus élevées à la fin de la coagulation-floculation. À partir d'une concentration de bentonite de 200 mg/L, correspondant à une turbidité de 71 Utn environ, l'enlèvement de la turbidité ne varie plus beaucoup. Pour cette charge de bentonite, elle est de 94%. Cet enlèvement de la turbidité devient maximale (99,1%) à partir d'une charge de bentonite de 600 mg/L (291 Utn). Cet enlèvement de la turbidité atteint 99,5% pour une concentration de bentonite de 1000 mg/L.

La consommation d'alcalinité de l'eau potable mélangée avec de la bentonite à différentes concentrations a varié de 32,4 à 41 mg/L de CaCO_3 de manière croissante. Les résultats sont les meilleurs pour les hautes consommations d'alcalinité.

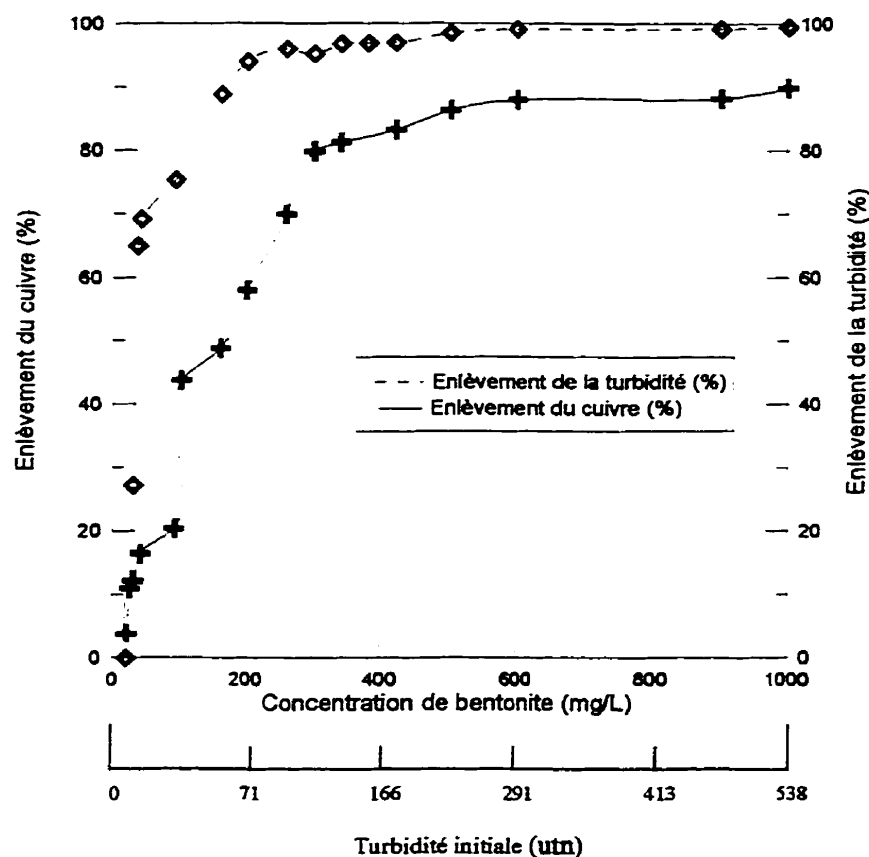


Figure 3-12: Enlèvement du cuivre par le chitosane en fonction de la charge initiale de bentonite dans l'eau potable, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$, $\text{pHi} \approx 6,67 \text{ à } 6,95$; $\text{pHf} = 6,06 \text{ à } 6,22$.

La Figure 3-13 indique que l'ajout de 5 mg/L de chitosane dans une eau potable chargée de 40 mg/L de bentonite (10 Utn environ) enlève plus efficacement le cuivre et la turbidité (soit 22% et 76,5%) que dans le cas de l'ajout de 40 mg/L de chitosane pour lesquels les enlèvements ne sont respectivement que de 1,08% et 62,8%. L'efficacité d'enlèvement du cuivre par l'ajout de 5 mg/L de chitosane est plus accentuée que pour l'enlèvement de la turbidité. Toutefois, une concentration de 5 mg/L de chitosane permet un enlèvement de la turbidité de 15% supérieur à celui de l'enlèvement de la turbidité avec 40 mg/L de chitosane. En général, dans une eau potable chargée de 40 mg/L de

bentonite, une concentration de 5 mg/L ou 40 mg/L de chitosane permet un meilleur enlèvement de la turbidité que du cuivre.

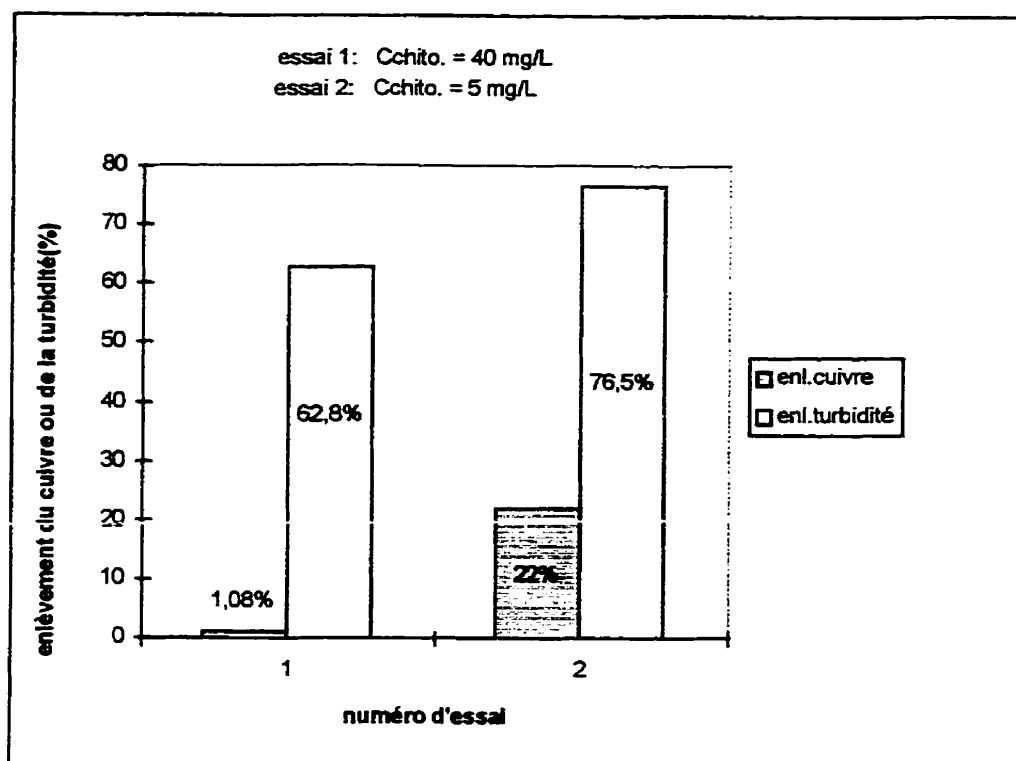


Figure 3-13: Influence de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité dans une eau potable chargée d'une concentration de 40 mg/L de bentonite, turbidité initiale = 10,7 Utn; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $\text{pHi} = 6,83$; 6,6; $\text{pHf} = 6,06$; 6,49.

La Figure 3-14 indique un enlèvement du cuivre d'une eau potable chargée de 260 mg/L en bentonite (turbidité = 100 Utn environ), de 42,7% avec l'ajout de 5 mg/L de chitosane. Cette valeur est plus faible qu'avec l'ajout de 40 mg/L de chitosane pour lequel l'enlèvement du cuivre est de 69,5%. L'efficacité d'enlèvement du cuivre avec le chitosane à une concentration de 40 mg/L est supérieure de 26,8% à celle avec 5 mg/L de

chitosane. Pour l'enlèvement de la turbidité, les résultats sont semblables avec 5 mg/L ou 40 mg/L de chitosane (96 % et 97,2 % respectivement).

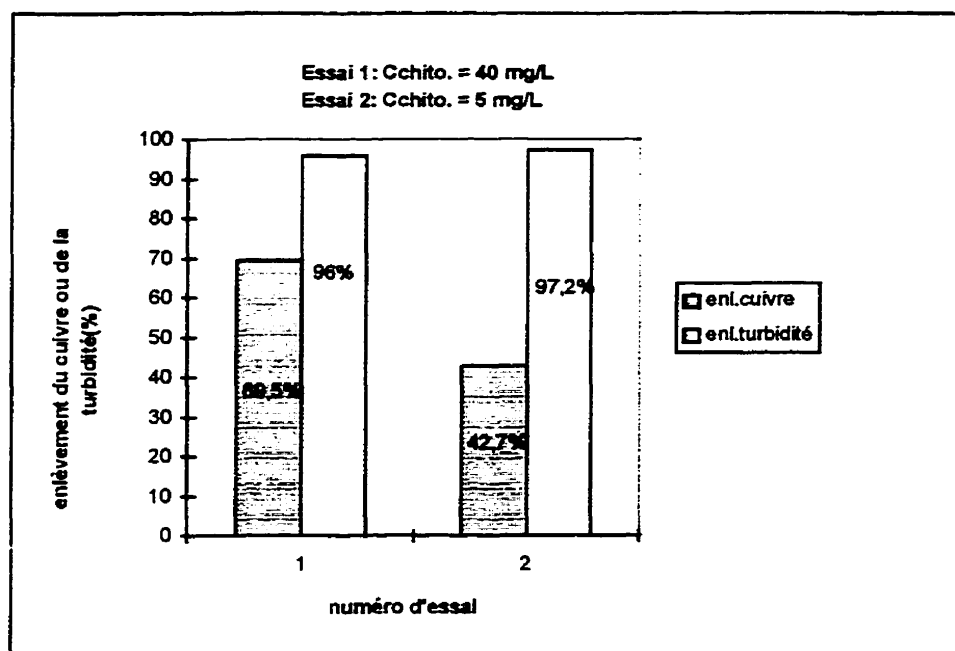


Figure 3-14: Influence de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité dans une eau potable chargée d'une concentration de 260 mg/L de bentonite, turbidité initiale = 96 Utn ; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $\text{pHi} = 6,94-6,6$; $\text{pHf} = 6,13-6,57$.

Avec une eau potable ayant une faible charge de bentonite (faible turbidité), il est préférable d'opter pour l'injection d'une faible concentration de chitosane alors qu'avec une eau potable ayant une haute charge de bentonite (turbidité élevée), une quantité de chitosane plus élevée donne de meilleurs résultats surtout pour l'enlèvement du cuivre. En général, les pourcentages d'enlèvements de la turbidité sont supérieurs aux enlèvements du cuivre.

Les essais réalisés avec 5 mg/L de chitosane sur une eau potable chargée de 40 et 260 mg/L de bentonite (15,02 et 18,30 mg/L CaCO_3), consomme moins d'alcalinité que les essais avec 40 mg/L de chitosane (28,02 et 31,3 mg/L CaCO_3), ce qui est tout-à-fait normal.

Les essais de coagulation-floculation sur une eau potable chargée de 20 mg/L à 260 mg/L ont été faits dans les mêmes conditions expérimentales (turbidités, pH, mélange) que la série d'essais réalisée précédemment avec une eau potable mélangée d'une eau usée industrielle aux teneurs de 2,5% à 47% afin de pouvoir déterminer quel est le paramètre qui influence l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Cette série d'essais a permis un enlèvement du cuivre à 100% et de la turbidité à 97% et 99% dans les essais avec une eau potable chargée d'une eau industrielle à 35% et 47% (65 Utn et 99 Utn environ comme turbidités initiales). La Figure 3-15 affiche une comparaison de l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable chargée de bentonite et d'eau industrielle à différentes teneurs, les turbidités initiales étant semblables.

Le Tableau 3-2 résume les résultats obtenus des essais sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle et eau potable/bentonite.

Tableau 3-2: Résumé des résultats

Eau usée industrielle (%)	turbidités initiales correspondantes (Utn)	enlèvement du cuivre (%)	enlèvement de la turbidité (%)
2,5 %	5 Utn	6,44	0%
5 %	9 Utn	6,96%	0%
10 %	21 Utn	12,9%	0%
25 %	47 Utn	94,6%	90,8%
35%	65 Utn	100%	97%
47%	99 Utn	100%	99%
charge de bentonite (mg/L)	-	-	-
20 mg/L	5 Utn	3,75%	0%
40 mg/L	10 Utn	1,08%	62,8%
90 mg/L	29 Utn	16,4%	75,4%
160 mg/L	53 Utn	48,8%	88,8%
200 mg/L	71 Utn	58%	94%
260 mg/L	92 Utn	70 %	96%

D'après la comparaison des résultats d'élimination du cuivre avec les essais réalisés à partir d'une eau potable chargée d'eau industrielle et de bentonite, il est clair que l'eau industrielle renferme un type de particules ou une substance particulière permettant un enlèvement complet du cuivre. Avec une eau potable chargée d'une eau industrielle à une teneur de 35% et 47% (64,7 et 98,7 Utn), l'efficacité d'enlèvement du cuivre est de 100%. En revanche, aux turbidités semblables avec l'eau potable chargée d'une concentration de bentonite de l'ordre de 200 et 260 mg/L (71 et 92 Utn), l'efficacité d'enlèvement du cuivre est de 58 et 70%.

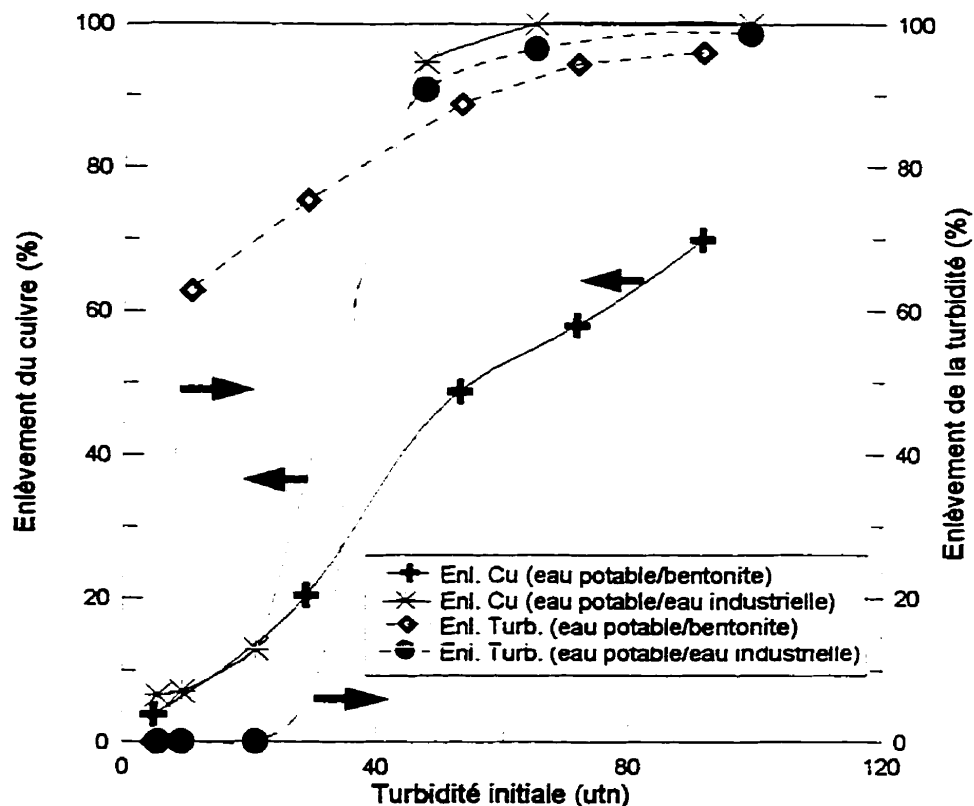


Figure 3-15: Comparaison des efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité pour le mélange eau potable/eau usée industrielle et eau potable/bentonite, les turbidités initiales étant équivalentes, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

L'enlèvement de la turbidité avec une eau potable chargée d'une eau industrielle à une teneur de 35% et 47% (97 et 99%) est légèrement supérieure à celui d'une eau potable chargée d'une concentration de bentonite de l'ordre de 200 et 260 mg/L (96 et 95,2%).

L'essai réalisé sur une eau potable chargée d'une eau industrielle à une teneur de 25% (47,1 Utn) a permis une élimination du cuivre de l'ordre de 94,6%. À une turbidité

proche de 53 Utn avec une eau potable chargée d'une concentration de 160 mg/L de bentonite, le pourcentage d'enlèvement du cuivre a été de 48,8%. L'enlèvement de la turbidité pour ces deux types d'eaux, leur turbidité initiale étant semblable, était respectivement de 90,8 et 88,8%.

Pour une eau potable mélangée avec une eau industrielle à une teneur de 2,5%, 5% et 10% (5,4, 9,2 et 20,8 Utn), l'efficacité d'enlèvement du cuivre a été faible de manière croissante de l'ordre de 6,44, 6,96 et 12,9 % respectivement. Cependant, pour des turbidités équivalente avec le mélange eau potable et 20, 35 et 90 mg/L de bentonite, 3,75, 16,4 et 20,4 % de cuivre a été respectivement éliminé. On observe que pour le mélange eau potable/eau usée industrielle à des teneurs de 2,5%, 5% et 10%, il n'y a eu aucun enlèvement de la turbidité alors qu'avec le mélange eau potable/bentonite à des concentrations de 20, 35 et 90 mg/L, 0%, 68,4 et 75,4% de la turbidité initiale a été respectivement enlevée.

Du point de vue qualitatif, la coagulation-floculation-décantation dans les béchers avec 160, 200 et 260 mg/L de bentonite dans l'eau potable s'est relativement bien faite. Il y avait présence d'une multitude de petits floccs répartis homogènement dans la masse d'eau. La décantation s'est faite de manière très rapide et facile. La boue produite était de couleur grisâtre.

Pour ce qui est des deux essais réalisés sur une eau potable chargée de 40 mg/L et 260 mg/L de bentonite avec 5 mg/L de chitosane, la décantation s'est faite encore plus rapidement. Après 20 minutes, la solution finale était déjà très claire.

3.2.3.2 Étude de l'effet du pH initial

Les résultats des seize essais en béchers montrant l'influence du pH initial du mélange eau potable chargée de 25 et 260 mg/L de bentonite sur l'enlèvement du cuivre sont dévoilés à la Figure 3-16.

L'enlèvement du cuivre augmente continuellement en fonction du pH initial pour les deux mélanges d'eaux étudiés. Les résultats pour une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite sont tout-à-fait en accord avec la théorie de la précipitation des métaux présentée dans la littérature. Le phénomène observé ici pour les pH initiaux de 8,25 et 9,12 est surtout attribué à la précipitation plutôt qu'à la coagulation-floculation ou l'adsorption. Il est donc normal d'observer pour les essais réalisés à $pH_i = 8,25$ et 9,12, une décantation très rapide des floes et l'obtention d'une boue d'un bleu vif. C'est à un pH initial de 9,12 que l'enlèvement du cuivre est le plus élevé, de l'ordre de 42,2%. Pour des $pH_i < 8,25$, l'enlèvement du cuivre est assez faible.

La courbe correspondante aux essais avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite est plus accentuée que celle qui n'en contient que 25 mg/L. Les efficacités d'enlèvement du cuivre en fonction du pH initial sont plus élevées pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

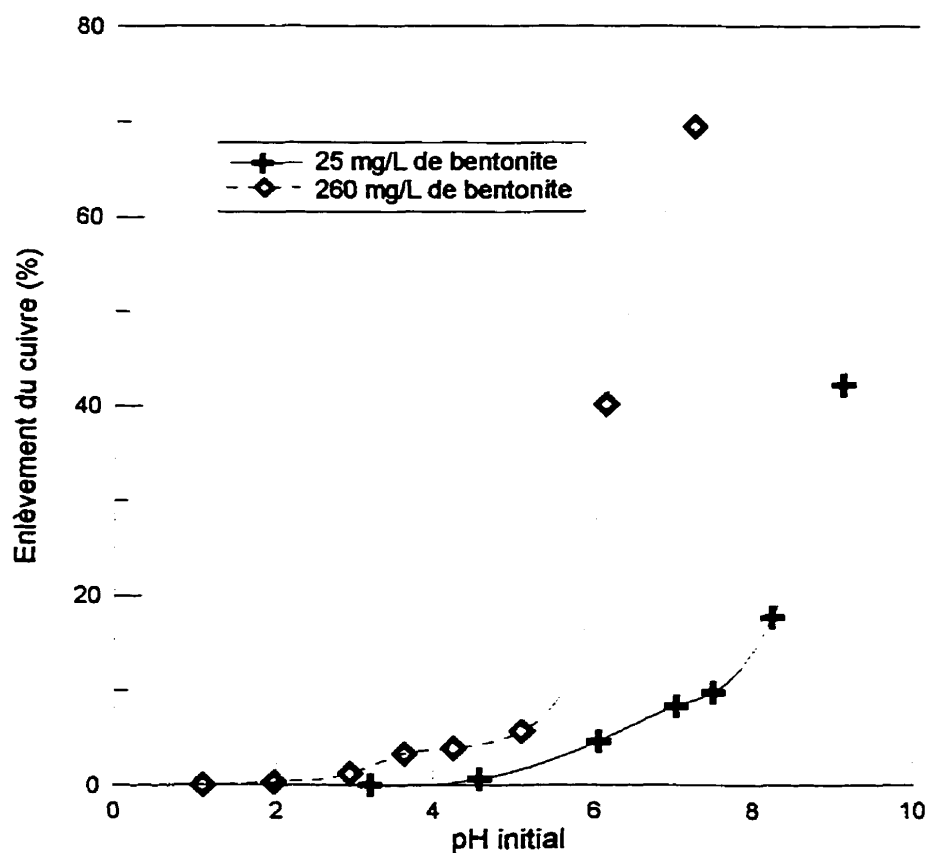


Figure 3-16: Enlèvement du cuivre en fonction du pH initial de l'eau potable mélangée à la bentonite, Turbidité initiale (260 mg/L bentonite) = 105 Utn, Turbidité initiale (25 mg/L) = 7 Utn, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

Pour l'eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite, les efficacités d'enlèvement de la turbidité ont varié d'extrêmement faibles à nuls alors qu'avec une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, cet enlèvement de la turbidité a varié de 87,3 à 96% de façon croissante. Peu importe le pH initial de l'eau, on voit que l'efficacité d'enlèvement du cuivre est nettement meilleure pour les essais réalisés avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

3.2.3.3 Étude de la concentration de chitosane et de cuivre

Cette section présente les résultats de l'influence de la concentration de chitosane sur l'efficacité d'enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité de façon simultanée pour une eau potable chargée de 30 et 260 mg/L de bentonite et pour des concentrations de cuivre de 4 et 30 mg/L; la Figure 3-17 présente les enlèvements du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration de chitosane. La concentration du cuivre pour ces deux séries d'expériences était de 4 mg/L.

On constate que la dose optimale de chitosane pour l'élimination du cuivre pour les essais réalisées avec l'eau potable chargée de 30 et 260 mg/L de bentonite est différente. La dose optimale de chitosane est beaucoup plus élevée pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Pour une concentration de 1,5 et 5 mg/L de chitosane, l'enlèvement du cuivre atteint un maximum de l'ordre de 24% avec l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite alors qu'avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, la dose optimale de chitosane pour un enlèvement maximal de cuivre de l'ordre de 81% est de 40 mg/L. Il a été remarqué qu'après la séquence de coagulation-floculation-décantation de l'essai fait sur l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite avec l'ajout de 5 mg/L de chitosane, la boue obtenue était bleue. Les essais faits sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite avec 15, 30, 40, 60 mg/L de chitosane et 7 mg/L d'alun ont produit des boues de couleur bleue. Les efficacités d'enlèvements du cuivre, quelle que soit la dose de chitosane, sont meilleurs avec les essais faits sur l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite que ceux avec 30 mg/L de bentonite. L'enlèvement du cuivre a été de 35,7% pour l'essai réalisé sans ajout de chitosane mais avec ajout de 0,4 mg/L Pam 703 sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Les deux courbes correspondantes aux enlèvements du cuivre augmentent pour atteindre un maximum et pour décroître ensuite et atteindre un plateau minimum.

Comme celui du cuivre, l'enlèvement de la turbidité est maximal pour une concentration de 1,5 mg/L de chitosane (91,6%) lors des essais de coagulation-floculation avec une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite. Cette efficacité d'enlèvement de la turbidité est semblable avec l'ajout de 0,5 mg/L, 2,5 mg/L et 5 mg/L de chitosane (89,7%, 87,2% et 85,2%). C'est à partir de 15, 30 et 40 mg/L de chitosane que l'enlèvement de la turbidité diminue (66,9%, 39,9%, et 31,7%). L'enlèvement de la turbidité pour les essais avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite est presque complète quelle que soit la concentration de chitosane. On peut simplement noter une très légère baisse quand la dose de chitosane dépasse 15 mg/L. L'enlèvement de la turbidité sans utilisation du chitosane mais avec ajout de 0,4 mg/L de Pam 703 est de 83,8%.

Un essai de coagulation-floculation avec 7 mg/L d'alun jumelé à 0,4 mg/L de Pam 703 a donné un enlèvement du cuivre de l'ordre 48,6% et un enlèvement de la turbidité de 74,6% pour une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite et ayant une concentration de cuivre de 4 mg/L. On voit donc que l'alun avec le Pam 703 agit plus efficacement pour l'enlèvement du cuivre que le chitosane. Toutefois, pour des concentrations de chitosane de 0,5, 1,5, 2,5 et 5 mg/L, l'enlèvement de la turbidité est supérieur à l'alun. Son utilisation à une concentration aussi faible que 0,5 mg/L est 15,1% plus efficace que l'alun avec le Pam 703 pour l'enlèvement de la turbidité. L'emploi de 15, 30 et 40 mg/L de chitosane n'est pas intéressant pour éliminer le cuivre et la turbidité. Pour l'essai avec 260 mg/L de bentonite, les efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité avec l'alun et le Pam 703 ont été respectivement de 84,4 et 97%. Pour obtenir à peu près la même efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité avec le chitosane, il faut en ajouter 40 mg/L. L'alun est donc plus performant que le chitosane pour des eaux chargées fortement de bentonite.

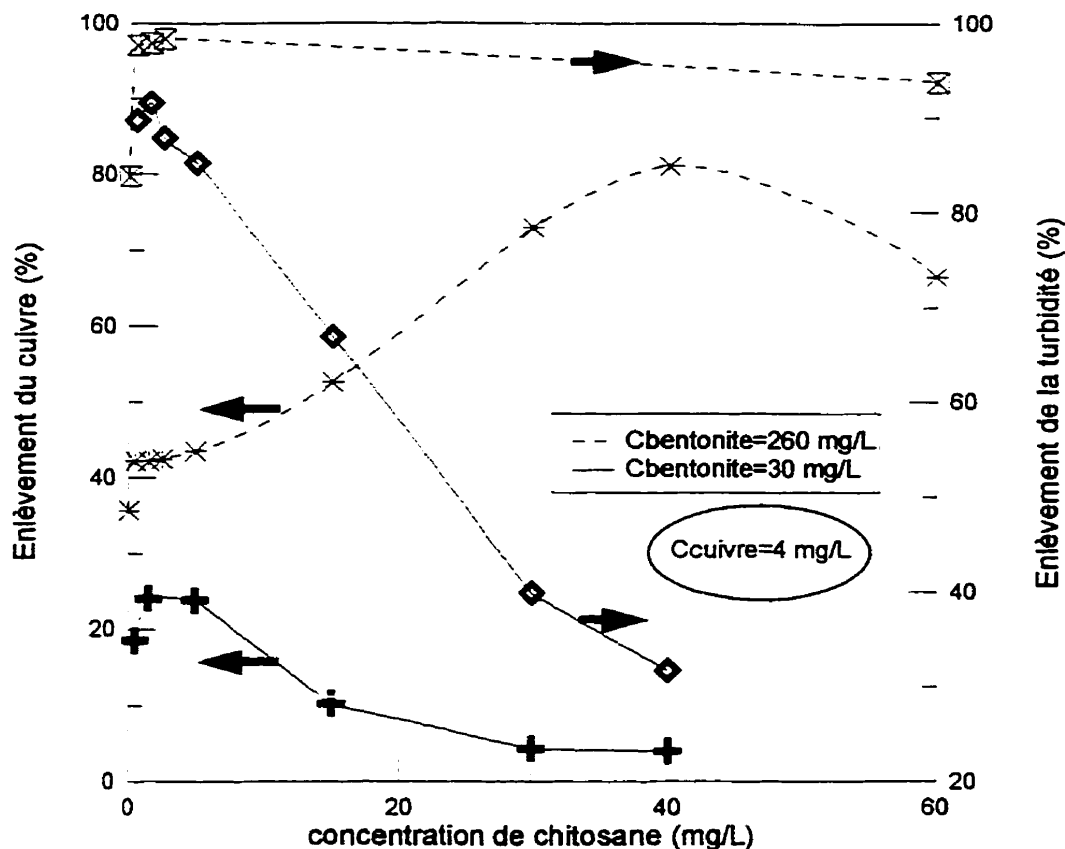


Figure 3-17: Enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées de bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam}_{703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $\text{pHi} \approx 7$.

La Figure 3-18 indique la variation de la consommation d'alcalinité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées respectivement de 30 et 260 mg/L de bentonite et 4 mg/L de cuivre. On voit que pour une eau potable avec 30 mg/L de bentonite, la consommation de l'alcalinité augmente au fur et à mesure que la concentration de chitosane ajoutée est élevée. Cette consommation d'alcalinité semble être constante à partir d'une concentration de chitosane de 30 mg/L. Pour les essais avec l'eau potable chargée de 260 mg/L, cette augmentation de la consommation d'alcalinité est continuelle. Elle a varié de 15,3 à 42,3 mg/L de CaCO_3 .

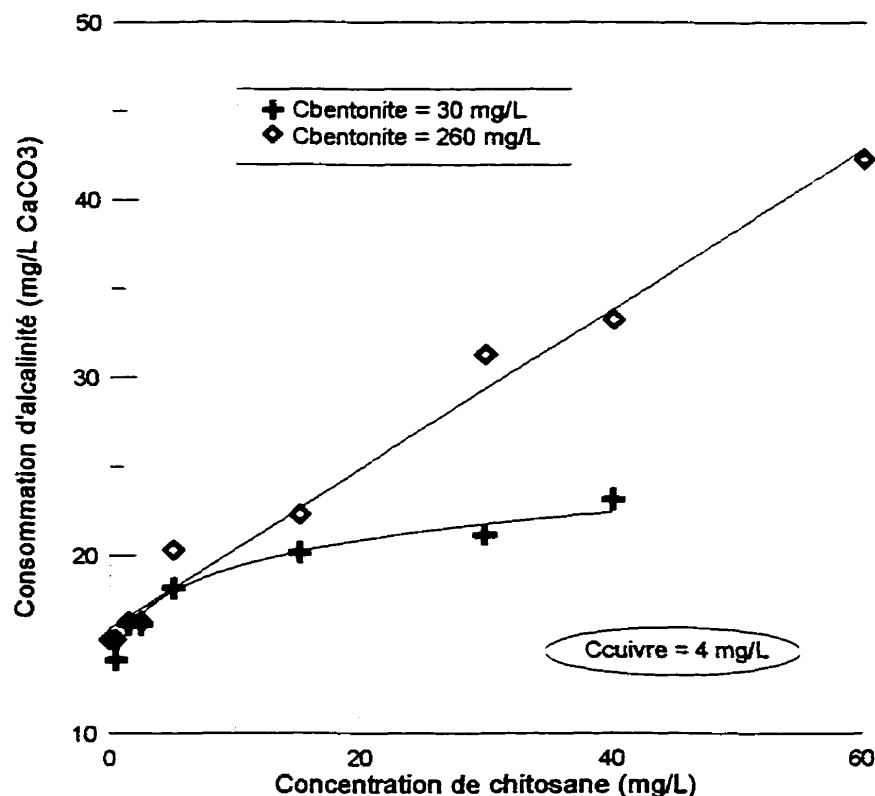


Figure 3-18: Consommation d'alcalinité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées de bentonite; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

La Figure 3-19 présente les enlèvements du cuivre et de la turbidité par le chitosane sur deux eaux potables chargées respectivement de 30 et 260 mg/L de bentonite. La concentration du cuivre pour ces deux séries d'expériences était de 30 mg/L. L'efficacité d'enlèvement du cuivre des six essais réalisés avec l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite diminue de façon continue avec la concentration de chitosane. Cette efficacité d'enlèvement du cuivre a varié de 29% à 0%. L'enlèvement optimal du cuivre a été obtenu pour une concentration de 0,5 mg/L de chitosane. Il n'y a pas eu d'enlèvement du cuivre pour une concentration de 50 mg/L de chitosane.

L'efficacité d'enlèvement du cuivre des six autres essais réalisés avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite diminue également avec la concentration de chitosane. Cette efficacité d'enlèvement du cuivre a varié de 39% à 11%. L'enlèvement du cuivre atteint un plateau pour une concentration égale et supérieure à 40 mg/L de chitosane. L'enlèvement optimal du cuivre a été obtenu pour une concentration de 0,5 mg/L de chitosane. Les enlèvements du cuivre pour les mêmes doses de chitosane sont plus élevées pour les essais réalisés avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite que pour les essais avec 30 mg/L de bentonite.

L'enlèvement de la turbidité d'une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite a été maximale (58,96%) pour une concentration de chitosane de 0,5 mg/L après quoi il y a eu diminution de l'efficacité de l'enlèvement de la turbidité jusqu'à 29,6%. Pour les essais avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, l'efficacité d'enlèvement de la turbidité a varié de 96% à 92% en fonction de la dose de chitosane. C'est pour une dose de 0,5 mg/L de chitosane l'enlèvement optimal de la turbidité a été obtenu (96%).

Deux essais de coagulation-floculation sur une eau potable chargée de 30 et 260 mg/L de bentonite sans ajout de chitosane ni de Pam 703 ont permis d'évaluer l'influence de cet argile sur l'enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité. 28,8% d'enlèvement du cuivre et 53,6% d'enlèvement de la turbidité ont été obtenus avec une charge de bentonite de 30 mg/L. Des enlèvements semblables ont été obtenus avec l'ajout de 0,5 mg/L de chitosane. 31,8 % d'enlèvement du cuivre et 95,5% d'enlèvement de la turbidité ont été obtenus avec une charge de bentonite de 260 mg/L. Quelle que soit la quantité de chitosane ajoutée dans une eau potable chargée de bentonite et de 30 mg/L de cuivre, l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité est supérieure sans ajout de chitosane surtout en ce qui concerne l'enlèvement de la turbidité. Le chitosane n'est donc efficace que pour de faibles concentrations de cuivre.

Deux essais identiques ont été réalisés sur une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite avec 0,5 mg/L de chitosane jumelé au Pam 703 pour vérifier la reproductibilité des résultats. Ceux-ci étaient semblables pour les enlèvement du cuivre et de la turbidité: 1) 38,82% et 96,29%; 2) 39,32% et 96,29%.

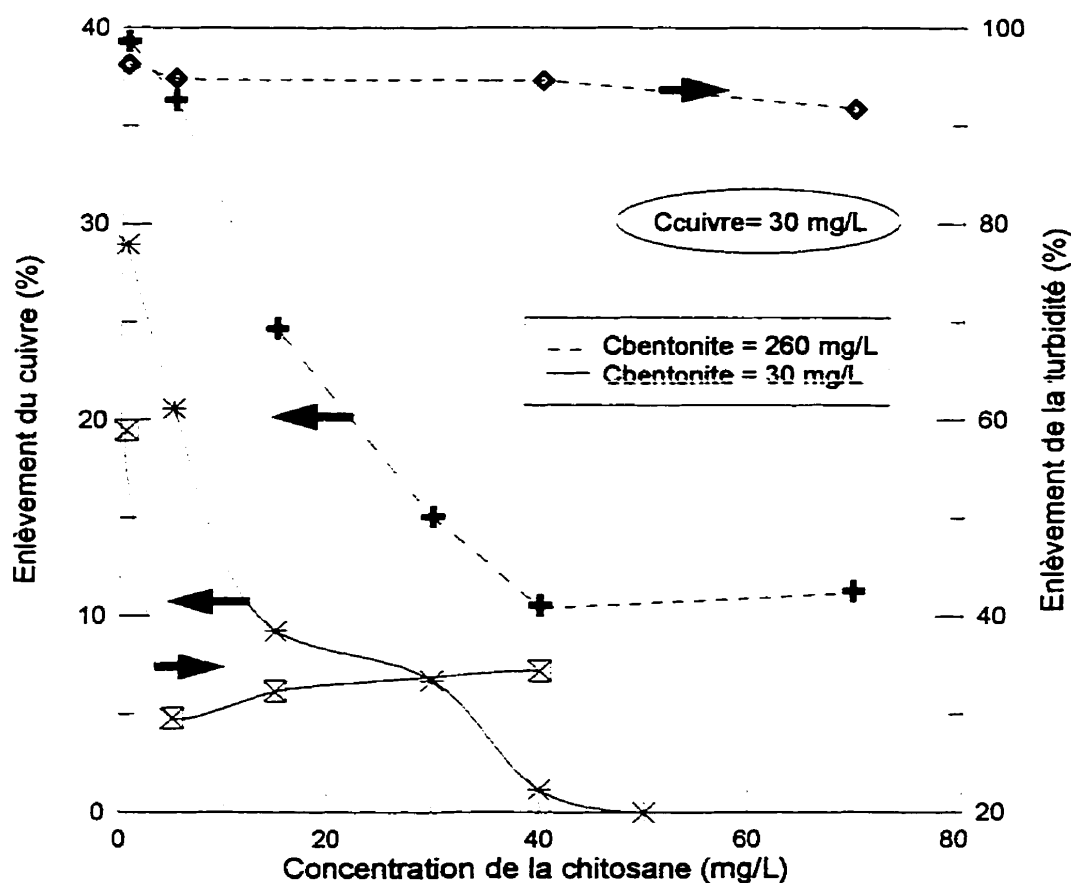


Figure 3-19: Enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées de bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 30 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

La Figure 3-20 montre la consommation d'alcalinité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées respectivement de 30 et

260 mg/L de bentonite ainsi que de 30 mg/L de cuivre. On constate que cette consommation d'alcalinité augmente (26,2 à 31,2%) pour les essais faits avec une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite en fonction de la dose de chitosane alors que cette consommation d'alcalinité diminue (32,3 à 21,3%) pour les essais faits sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

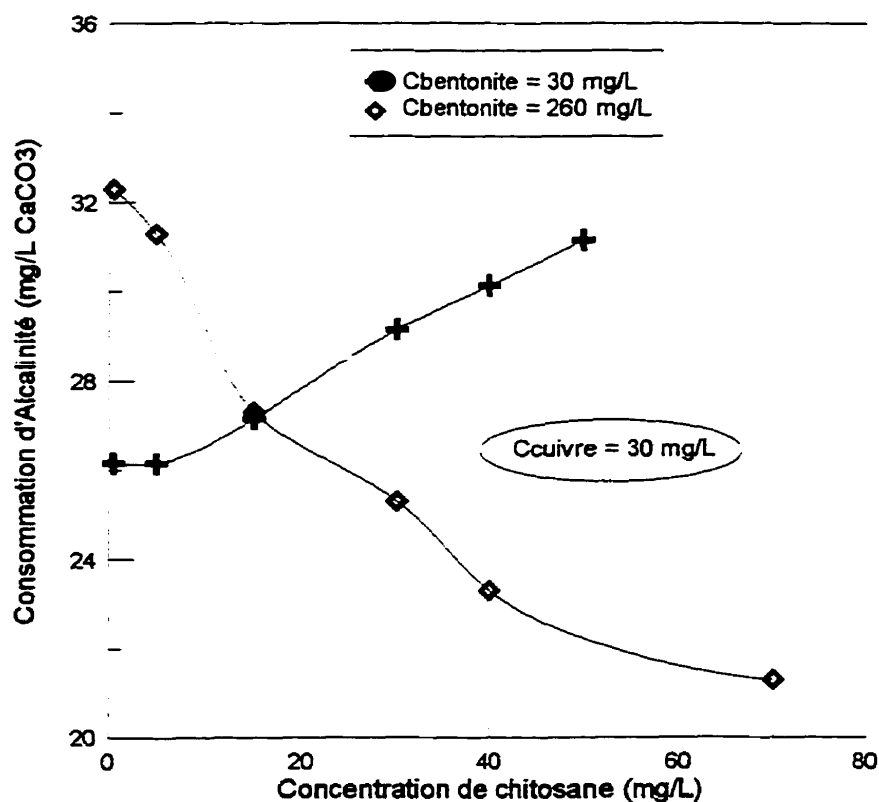


Figure 3-20: Consommation d'alcalinité en fonction de la concentration de chitosane pour deux eaux potables chargées de bentonite; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

La Figure 3-21 affiche une comparaison des efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité entre les deux séries d'expériences pour lesquelles les concentrations de cuivre étaient respectivement de 4 et 30 mg/L dans une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite. L'enlèvement du cuivre pour les essais où il y avait 4 mg/L de cuivre atteint

un optimal pour ensuite décroître alors que l'enlèvement du cuivre ne cesse de diminuer pour atteindre zéro avec les essais où il y avait 30 mg/L de cuivre. Les enlèvements de la turbidité suivent de près les mêmes tendances.

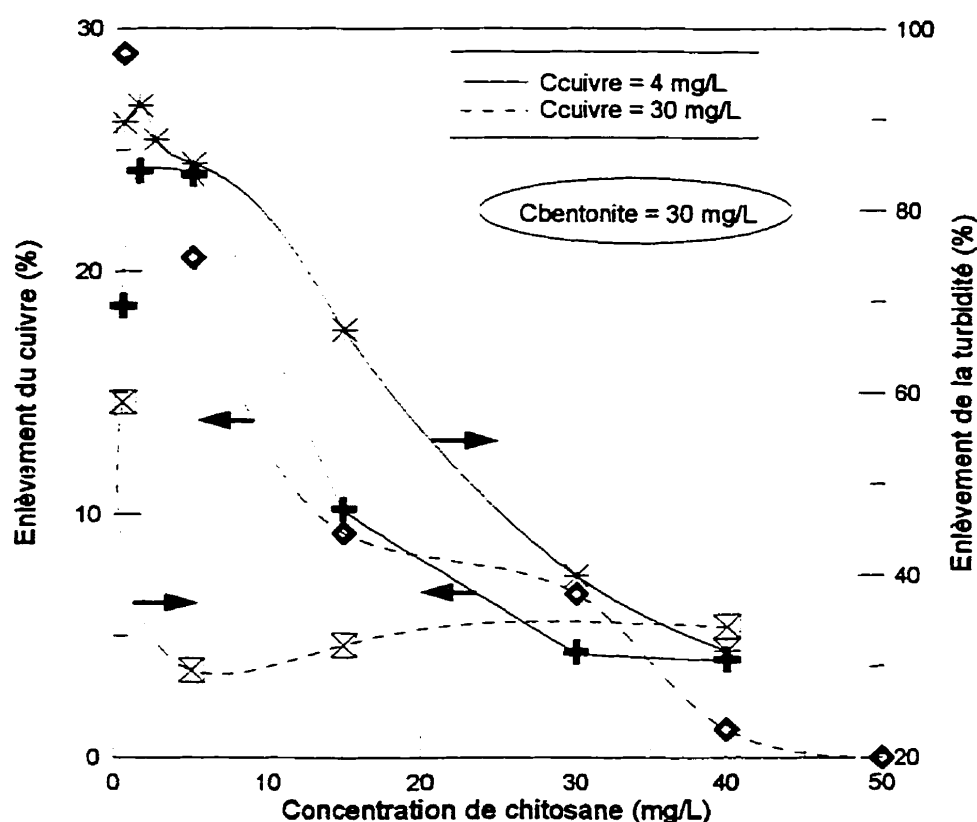


Figure 3-21: Enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration du chitosane pour une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite et de deux concentrations de cuivre.

La Figure 3-22 affiche une comparaison des efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité entre deux séries d'expériences pour lesquelles les concentrations de cuivre étaient respectivement de 4 et 30 mg/L dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. L'enlèvement du cuivre pour les essais où il y avait 4 mg/L de cuivre ne cesse de croître pour atteindre un optimum. L'enlèvement décroît ensuite. L'enlèvement du

cuivre ne cesse de diminuer avec les essais où il y avait 30 mg/L de cuivre. Les enlèvements de la turbidité suivent de près les mêmes tendances.

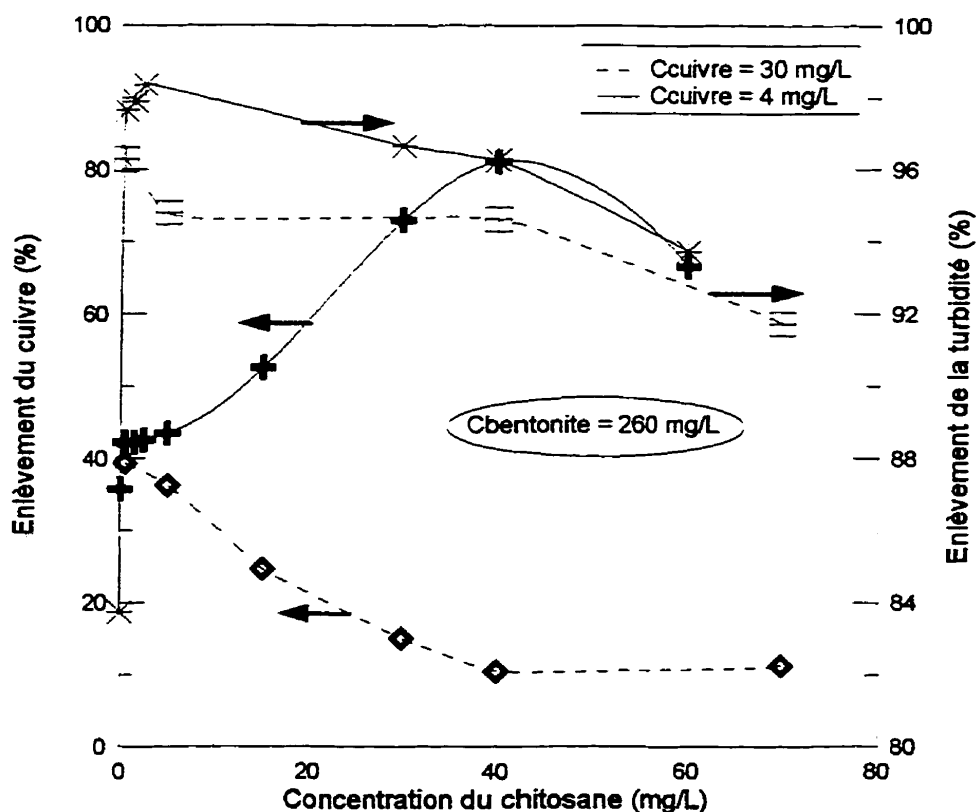


Figure 3-22: Enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration du chitosane pour une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite et de deux concentrations de cuivre.

3.2.3.4 Rôle de l'adjuvant de floculation, du coagulant et de la bentonite

Ce chapitre montre le rôle du Pam 703, du chitosane et de la bentonite ajoutés séparément ou ensemble dans l'eau pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Une brève étude comparative avec l'alun jumelé au Pam 703 a aussi été faite. Les Figures 3-23, 3-24 et 3-25 présentent sous forme de diagrammes à barre les différents résultats

obtenus sur trois eaux potables mélangées avec 25 mg/L, 30 mg/L et 260 mg/L de bentonite.

La présence de 25 mg/L de bentonite seule dans l'eau potable montre sur la Figure 3-23 un enlèvement du cuivre aussi faible que 2,76% et aucun enlèvement de la turbidité. L'ajout seul de 40 mg/L de chitosane dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a permis un très faible enlèvement de la turbidité, de l'ordre de 3,18% et aucun enlèvement du cuivre. La contribution du chitosane a été quasiment négligeable, de l'ordre de 0,42%. Il est étonnant de voir que l'ajout seul du Pam 703 à une concentration de 0,4 mg/L dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a donné un enlèvement du cuivre et de la turbidité aussi élevé que 45% et 76,7% respectivement. L'apport du Pam 703 a été de l'ordre de 42,2% pour l'enlèvement du cuivre. Cependant, l'effet du chitosane avec le Pam 703 à des concentrations de 40 mg/L et 0,4 mg/L ont donné un enlèvement du cuivre de 9,6% et un enlèvement nul de la turbidité. Le chitosane à une concentration aussi élevée dans une eau potable faiblement chargée n'a enlevé que 6,84% de cuivre. Enfin, l'essai réalisé avec l'alun et le Pam 703 a donné un mauvais enlèvement du cuivre de 6,8% et un enlèvement de la turbidité exceptionnel de 94,7%. Pour une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite, le meilleur enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité a été obtenu avec 0,4 mg/L de Pam 703 seul.

La Figure 3-24 affiche les résultats obtenus avec l'ajout du chitosane seul, du chitosane et du Pam 703 ainsi que de l'alun jumelé au Pam 703 dans une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite. L'ajout de seulement 0,5 mg/L de chitosane a permis un enlèvement du cuivre de 13,94% et un enlèvement de la turbidité de 48,22%.

L'ajout de 0,5 mg/L de chitosane et de 0,4 mg/L de Pam 703 a donné un enlèvement du cuivre et de la turbidité supérieur à l'essai 1 sont de l'ordre de 28,97% et

58,96% respectivement. Les résultats obtenus par l'alun et le Pam 703 ont donné le meilleur enlèvement du cuivre et de la turbidité sont de l'ordre 48,59% et 74,60%.

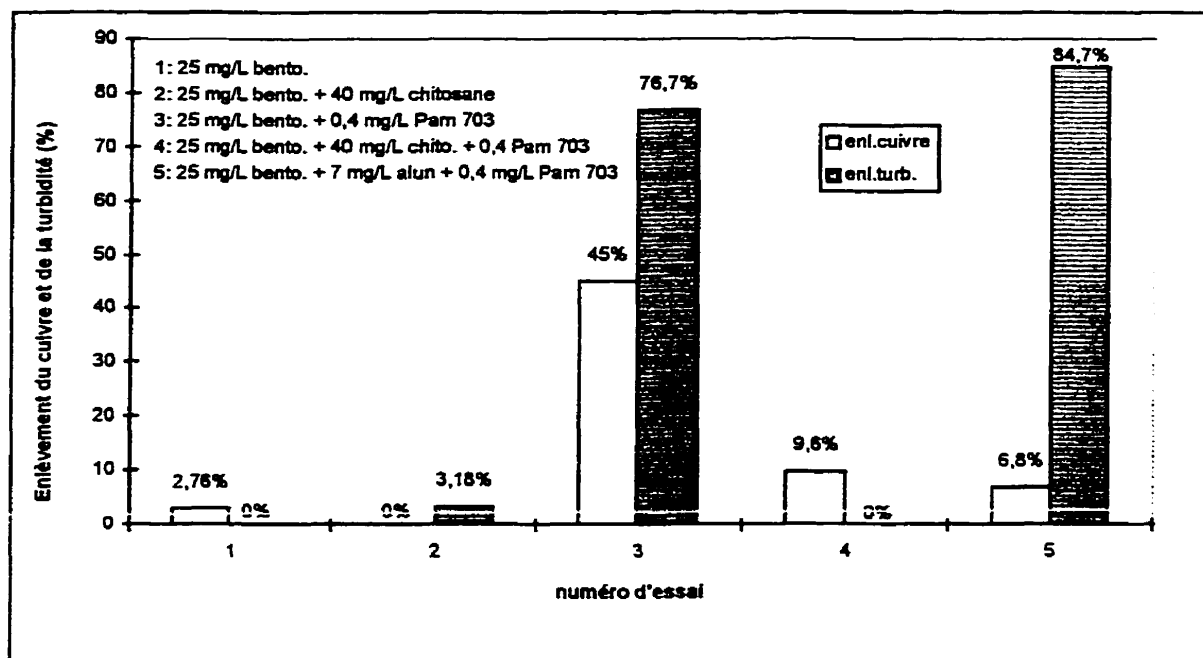


Figure 3-23: Enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{alun}} = 7 \text{ mg/L}$; turbidité initiale = 7 Utn; $\text{pH}_i = 7,21; 6,89; 6,89; 7,02; 6,89$, $\text{pH}_f = 7,03$; (non mesuré); (non mesuré); 6,32; (non mesuré).

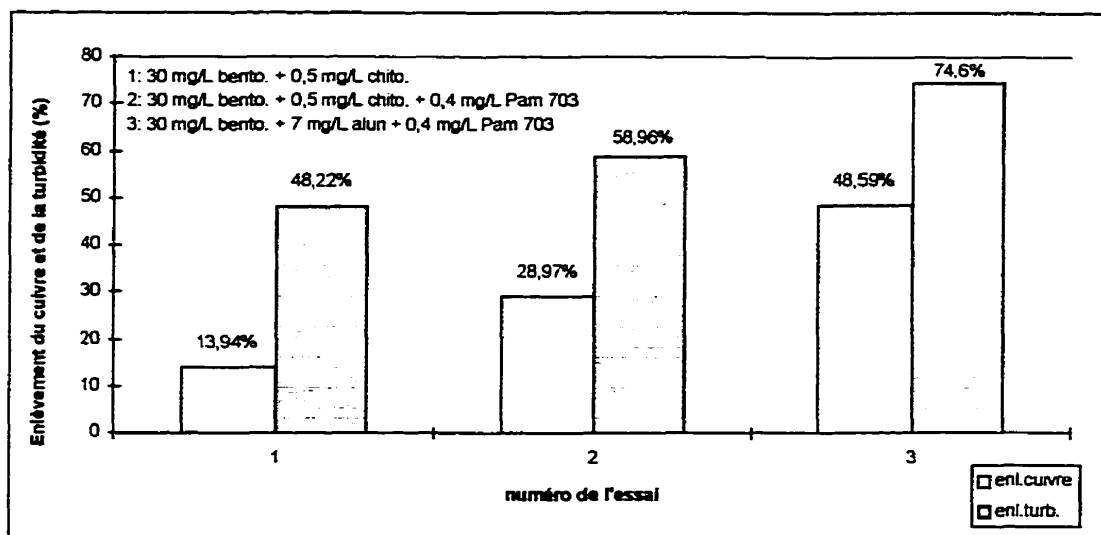


Figure 3-24: Enlèvement du cuivre et de la turbidité à partir d'une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite; $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 0,5 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{alun}} = 7 \text{ mg/L}$; turbidité initiale = 11 Utn; $\text{pHi} = 6,5; 6,5; 6,9$, $\text{pHf} = 6,5; 6,5; 6,01$.

La Figure 3-25 rapporte les résultats de l'effet de la bentonite seule à une concentration de 260 mg/L dans une eau potable, de l'ajout du chitosane seul, du Pam 703 seul, du chitosane jumelé au Pam 703 ainsi que de l'alun avec le Pam 703 dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. L'influence de la bentonite seule à une concentration de 260 mg/L a permis d'enlever 37,79 % du cuivre. L'ajout de 40 mg/L de chitosane a eu un effet positif surtout pour l'enlèvement du cuivre qui a été de l'ordre de 69,40 %. L'effet d'ajouter 40 mg/L de chitosane dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a permis un enlèvement du cuivre supplémentaire de 32% par rapport à l'essai avec 260 mg/L de bentonite seul. La réaction entre chitosane et le Pam 703 lors de leur ajout a donné un enlèvement du cuivre très satisfaisant de l'ordre de 81,14 %. L'ajout du Pam 703 a contribué à l'enlèvement du cuivre de l'ordre de 35,70 %. Un dernier essai avec l'alun et le Pam 703 a permis de le comparer à l'essai réalisé avec le chitosane et le Pam 703, l'enlèvement du cuivre avec l'alun et le Pam 703 a été de 79,25 %. Ce résultat obtenu est très proche du pourcentage d'enlèvement obtenu avec le

chitosane et le Pam 703. L'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane et le Pam 703 est semblable à celle avec l'alun et le Pam 703. D'après la Figure 3-25, les pourcentages d'enlèvements de la turbidité pour ces cinq essais ont été excellents et assez semblables: ils ont varié de 83,7 à 97 %. L'ajout de 260 mg/L de bentonite seule contribue à l'enlèvement de la très grande partie de la turbidité (93,7%).

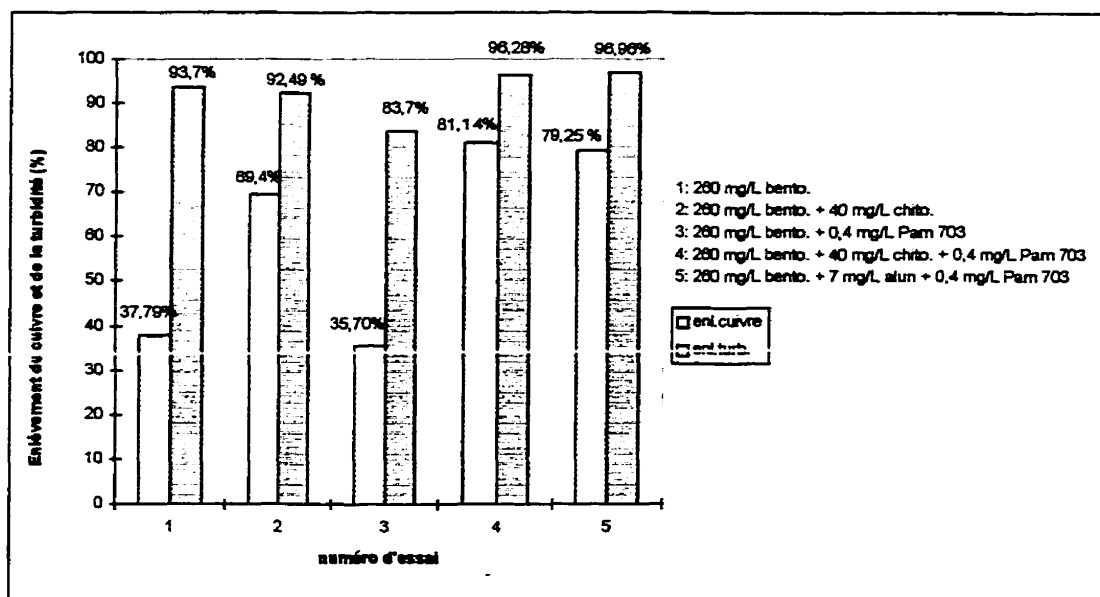


Figure 3-25: Enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite; Ccuivre = 4 mg/L; Cchitosane = 40 mg/L; CPam 703 = 0,4 mg/L; Calun = 7 mg/L; turbidité initiale = 92 Utn; pHi = 7,00; 6,74; 7,07 ;6,94; 6,79; pHf = 7,00; 6,12; 6,85; 6,13; 5,98.

La Figure 3-25 fait ressortir l'évaluation de la performance du chitosane pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite (92 Utn). La meilleure performance du chitosane a lieu avec l'ajout du Pam 703. Une dose de 40 mg/L de chitosane et 0,4 mg/L de Pam 703 a donné un enlèvement du cuivre et de la turbidité de l'ordre de 81,14% et 96,28% respectivement, et cela pour un pH initial de 6,94. L'ajout de 40 mg/L de chitosane seul a permis un enlèvement du

cuivre et de la turbidité de 69,4% et 92,49 % respectivement, ce qui n'est pas trop différent de l'essai 4 où le chitosane et le Pam 703 ont été ajoutés. Le chitosane ajouté à la bentonite contribue à un enlèvement du cuivre supplémentaire de 32 %. L'addition du Pam 703 contribue à un enlèvement. Le chitosane dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a donné une efficacité d'enlèvement du cuivre qui est 34% supérieure à celle obtenue à l'ajout du Pam 703. On remarque que l'influence de la bentonite seule à l'essai 1 et celle du Pam 703 ajouté à l'essai 3 est pratiquement la même en terme d'enlèvement de la turbidité (37,79% et 35,70%). Le chitosane ajoutée à une concentration de 40 mg/L dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite joue plutôt le rôle d'adjuvant de floculation ou d'aide-coagulant que de coagulant primaire.

Dans l'essai 1 où ni chitosane et ni le Pam 703 n'ont été ajoutés, il y a eu 37,8% de cuivre qui a été éliminé grâce à 260 mg/L de bentonite. L'enlèvement de la turbidité étant de 93,67%, ceci permet de conclure que la bentonite seule agit comme un bon adsorbant.

Par contre, une concentration d'alun de 7 mg/L jumelé à 0,4 mg/L de Pam 703 donne le meilleur résultat en ce qui concerne l'enlèvement du cuivre et de la turbidité soit, 79,3% et 97 % pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite à pH initial de 6,79. Les observations qualitatives de l'essai 5 reflète bien ces résultats. Il y avait présence de très beaux floes lors de la période de coagulation-floculation, la séquence s'est faite de manière remarquable. La boue qui s'est déposée était couleur beige-crème. La solution finale à la fin de la séquence était limpide-transparente.

De plus, lors de l'utilisation du chitosane et du Pam 703 (essais 2 et 3), le pH final ne baisse que de 3,11 % et 9,2 % par rapport aux autres essais de coagulation-floculation. Le Tableau 3-3 donne les pH initiaux et finaux sur l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

Tableau 3-3 : pH initiaux et finaux des essais réalisés avec 260 mg/L de bentonite

numéro d'essai	pH initial	pHfinal	baisse de pH (%)
1	7,00	7,00	-
2	6,74	6,12	9,20
3	7,07	6,85	3,11
4	6,94	6,13	11,7
5	6,79	5,98	11,9

3.2.3.5 Effet du type de chitosane

La Figure 3-26 présente sous forme de diagramme à barre les efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité par deux types de chitosane (Amersham et Vanson) à l'aide de quatre essais de coagulation-floculation avec le chitosane seul et le chitosane avec le Pam 703. Les résultats obtenus avec l'utilisation des deux types de chitosane sont très semblables, ce qui signifie que les caractéristiques physico-chimiques de ces deux types de chitosane sont identiques. On a remarqué qu'avec le chitosane provenant de la compagnie Vanson Chemical, les diamètre des grains de chitosane étant très petits (1 mm), la solution de chitosane préparée était très visqueuse. En revanche, les particules de chitosane sous forme de céréales provenant de la compagnie Amersham n'ont pas été toutes en contact avec le solvant (acide acétique) lors de la préparation de la solution de chitosane et n'ont pu contribuer à augmenter la viscosité comme peuvent le faire les particules de 1mm. L'agitation de la solution de chitosane (Amersham) a été plus longue. Malgré cette différence entre les deux types de chitosane, les résultats de l'enlèvement du cuivre et de la turbidité ont été presque pareils.

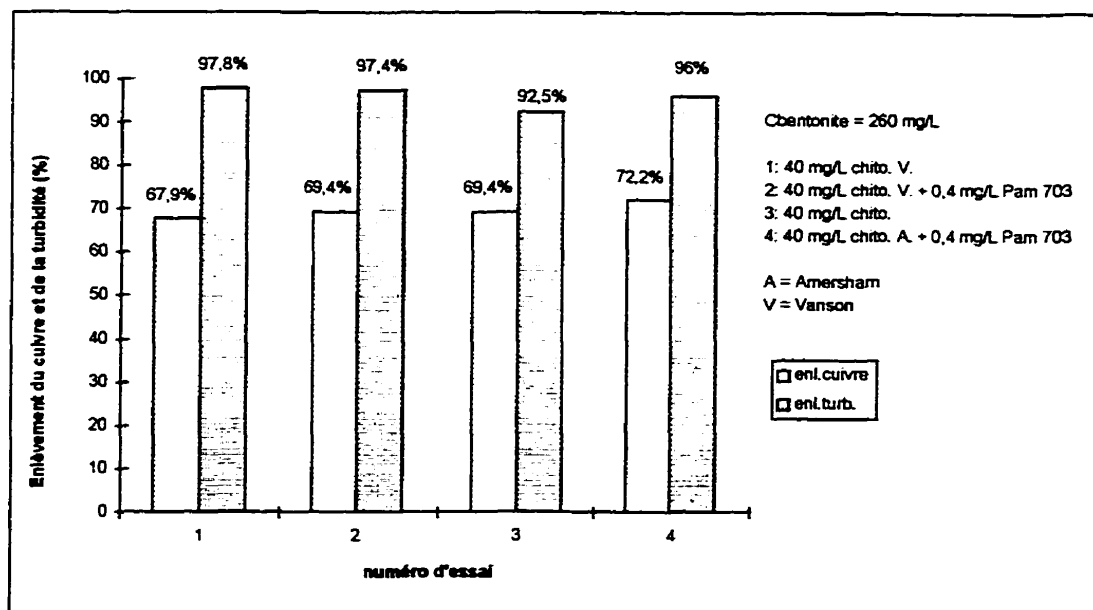


Figure 3-26: Enlèvement du cuivre et de la turbidité par deux types de chitosane (Amersham et Vanson) pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$; turbidité initiale = 92 Utn; $\text{pHi} = 6,92; 6,58; 6,58; 6,92$, $\text{pHf} = (\text{non-mesuré}); 5,95; 5,95; 5,11$.

3.2.3.6 Effet de la force ionique

La Figure 3-27 rapporte les résultats sous forme de diagrammes à barre de l'influence de la force ionique obtenue par l'ajout d'un électrolyte CaCl_2 (10^{-2} M) pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité dans deux eaux potables chargées de 260 et 30 mg/L de bentonite. Les doses de chitosane ajoutées ont été de 40 et 0,5 mg/L respectivement. Cette figure montre une comparaison des efficacités d'enlèvements du cuivre et de la turbidité avec deux autres essais identiques sans ajout d'électrolyte. Un dernier essai de coagulation-floculation avec 0,5 mg/L de chitosane seul dans une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite a été réalisé.

Pour une eau potable contenant 260 mg/L de bentonite, l'ajout de l'électrolyte (essai 2) a permis une augmentation de l'enlèvement du cuivre de l'ordre de 11% par rapport à l'essai 1 sans ajout d'électrolyte. Cependant, l'ajout de l'électrolyte n'a pas eu d'effet significatif sur l'efficacité d'enlèvement de la turbidité pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite.

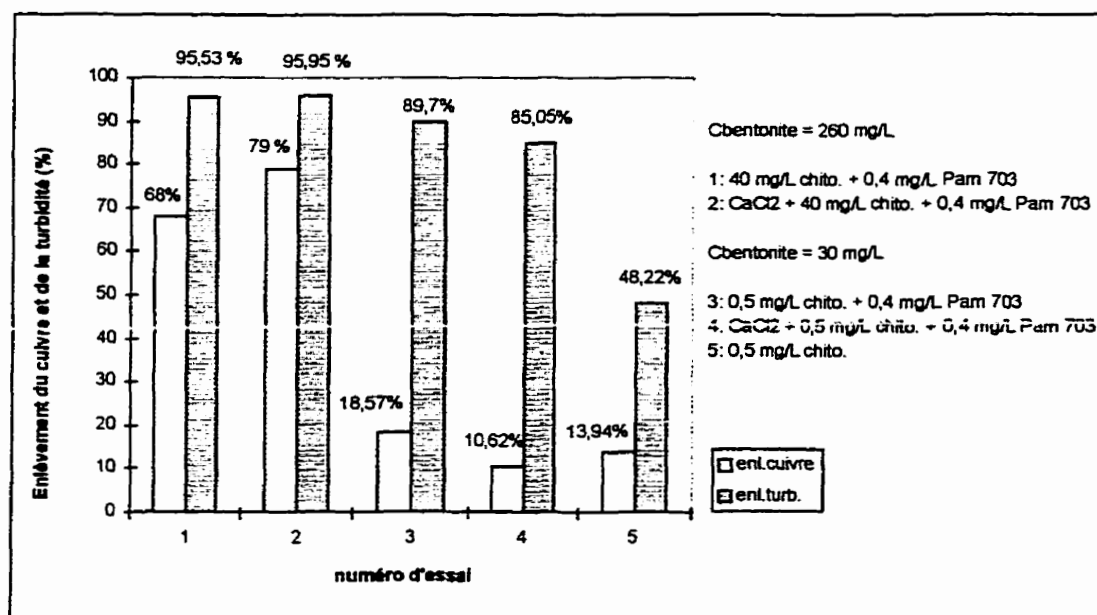


Figure 3-27: Influence de la force ionique sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité par le chitosane, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{CaCl}_2} = 10^{-2} \text{ M}$.

Pour une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite, l'ajout de l'électrolyte ne semble pas agir de façon positive pour l'enlèvement du cuivre. Cette efficacité d'enlèvement du cuivre a atteint 18,57% sans électrolyte (essai 3). Elle est 8% plus élevée que l'essai 4 où il y avait présence d'un électrolyte. Les enlèvements de la turbidité obtenus sont de l'ordre de 85,1 et 89,7% avec et sans électrolyte. Un dernier essai avec 0,5 mg/L de chitosane dans l'eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite a été réalisé. L'efficacité d'enlèvement du cuivre est légèrement plus élevée qu'avec l'essai 4 où il y

avait présence de l'électrolyte et le Pam 703. En revanche, l'enlèvement de la turbidité est faible, de l'ordre de 48,22%.

3.2.3.7 Étude de la concentration de chitosane sur l'enlèvement du zinc (Zn^{2+}) et de la turbidité

Ce chapitre présente les résultats obtenus par une série d'essais de coagulation-floculation pour enlever le zinc et la turbidité d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite par différentes concentrations de chitosane.

La Figure 3-28 montre un abaissement pas très accentué de l'enlèvement du zinc en fonction de l'augmentation de la concentration de chitosane. Cette efficacité d'enlèvement du zinc a été très faible quelle que soit la concentration de chitosane injectée lors des essais de coagulation-floculation, elle a varié de 7,53% à 5,23%. L'enlèvement de la turbidité quant à elle est demeurée plus ou moins constante d'un essai à l'autre en fonction de la dose de chitosane. On remarque une légère diminution de la turbidité en fonction de la concentration de chitosane (98,81 à 96,5%). Un essai de coagulation-floculation a été fait avec 5 mg/L de chitosane sans ajout de Pam 703 dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Cet essai a donné un enlèvement du zinc de 6,90% et un enlèvement de la turbidité de 98,7%. Ces résultats obtenus avec 5 mg/L de chitosane sont supérieurs à ceux obtenus avec les essais réalisés avec des concentrations de chitosane plus élevées jumelées au Pam 703. Cependant, les enlèvements du zinc et de la turbidité obtenus avec 5 mg/L de chitosane sont un peu inférieurs à ceux de l'essai avec 5 mg/L de chitosane jumelé à 0,4 mg/L de Pam 703 surtout pour l'enlèvement du zinc (7,53% et 98,81%).

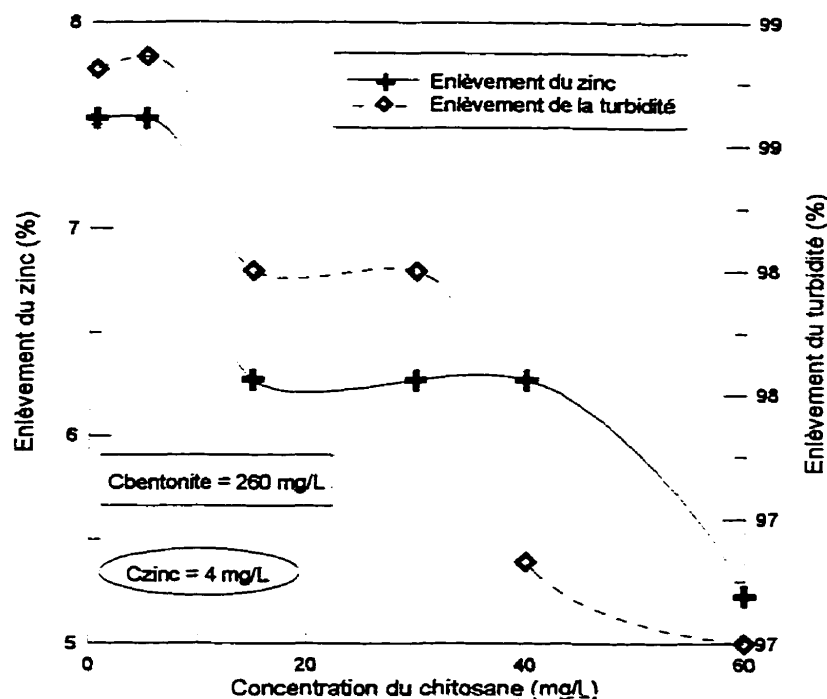


Figure 3-28: Efficacité d'enlèvements du cuivre et de la turbidité par le chitosane d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4$ mg/L; turbidité initiale ≈ 90 Utn; $\text{pHi} \approx 7,28$; $\text{pHf} = 7,21-6,52$.

Un autre essai de coagulation-floculation en présence de 260 mg/L de bentonite seule dans l'eau potable sans ajouts de chitosane, ni de Pam 703 a donné un enlèvement du zinc de 1,67% et un enlèvement de la turbidité de 4,68% seulement. Ce résultat est très intéressant puisqu'il permet de conclure que le chitosane à une concentration aussi faible que 0,5 mg/L jumelé avec 0,4 mg/L de Pam 703 agit efficacement en tant que coagulant primaire pour l'enlèvement de la turbidité dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. En revanche, le chitosane n'agit pas aussi bien en tant que coagulant primaire pour l'enlèvement du zinc dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. On remarque que le fait d'ajouter une concentration de 0,5 mg/L de chitosane avec 0,4 mg/L de Pam 703 a permis d'enlever seulement 5,86% plus de zinc par rapport à l'essai sans ajout de chitosane, ou de Pam 703. Enfin, l'essai de coagulation-floculation

réalisé avec 7 mg/L d'alun jumelé à 0,4 mg/L de Pam 703 a donné un enlèvement du zinc assez faible de 8,78%, comme le chitosane, et un enlèvement de la turbidité, aussi bon que le chitosane, de 98,47%. Ce dernier essai avec l'alun et le Pam 703 certifie donc que le chitosane et l'alun jumelés au Pam 703 ne sont pas les coagulants primaires à choisir pour enlever efficacement le zinc. Ils sont plutôt efficaces pour enlever la turbidité.

Selon les observations prises au moment de la séquence de coagulation-floculation, on a constaté que les essais 1 et 2 avec le chitosane aux concentrations de 0,5 et 5 mg/L jumelées à 0,4 mg/L de Pam 703 ont donné des floes exceptionnels. La décantation a été très rapide et la solution finale est devenue limpide, comme de l'eau potable, au bout de 16 minutes. Ces observations correspondent bien aux résultats obtenus pour l'enlèvement de la turbidité. La boue déposée pour ces deux premiers essais était composée de trois couleurs bien distinctes en partant du fond vers le haut: une couche brune, une couche jaunâtre-beige et une couche jaune claire. L'apparence physique des autres essais avec des concentrations plus élevées de chitosane n'était pas aussi extraordinaire.

Le Tableau 3-4 donne les pH initiaux, finaux ainsi que l'abaissement du pH en pourcentage par rapport au pH initial du mélange. Il est à noter que le Pam 703 jumelé au chitosane à une concentration de 0,4 mg/L contribue à un abaissement du pH de 2,61%.

Tableau 3-4 : pH initial et final des essais pour éliminer le zinc et la turbidité

essais	Conc.chitosane (mg/L)	Conc. Pam 703 (mg/L)	pH initial	pH final	% différence
1	0,5	0,4	7,28	7,21	0,96
2	5	0,4	7,28	7,00	3,85
3	15	0,4	7,28	7,01	3,71
4	30	0,4	7,28	6,85	5,91
5	40	0,4	7,28	6,70	7,97
6	60	0,4	7,28	6,52	10,4
7	5 (sans Pam 703)	-	7,28	7,19	1,24
8	7 mg/L alun	0,4	7,28	6,49	10,9
9	-	-	7,28	7,22	0,824

La consommation d'alcalinité pour cette série d'expérience avec une dose de chitosane allant de 0,5 à 60 mg/L a varié de 52,37 à 58,37 mg/L de CaCO_3 . La consommation d'alcalinité pour l'essai où il y a eu ajout de 5 mg/L de chitosane sans Pam 703 a été de 50,37 mg/L CaCO_3 . La consommation d'alcalinité pour l'essai avec l'alun a été de 86,37 mg/L de CaCO_3 .

La Figure 3-29 présente des courbes permettant de comparer les efficacités d'enlèvements du cuivre et du zinc ainsi que l'enlèvement de la turbidité dans deux eaux potables contenant 260 mg/L de bentonite et chargées de 4 mg/L de cuivre et 4 mg/L de zinc. Le cuivre et le zinc ont la même valence (+ 2).

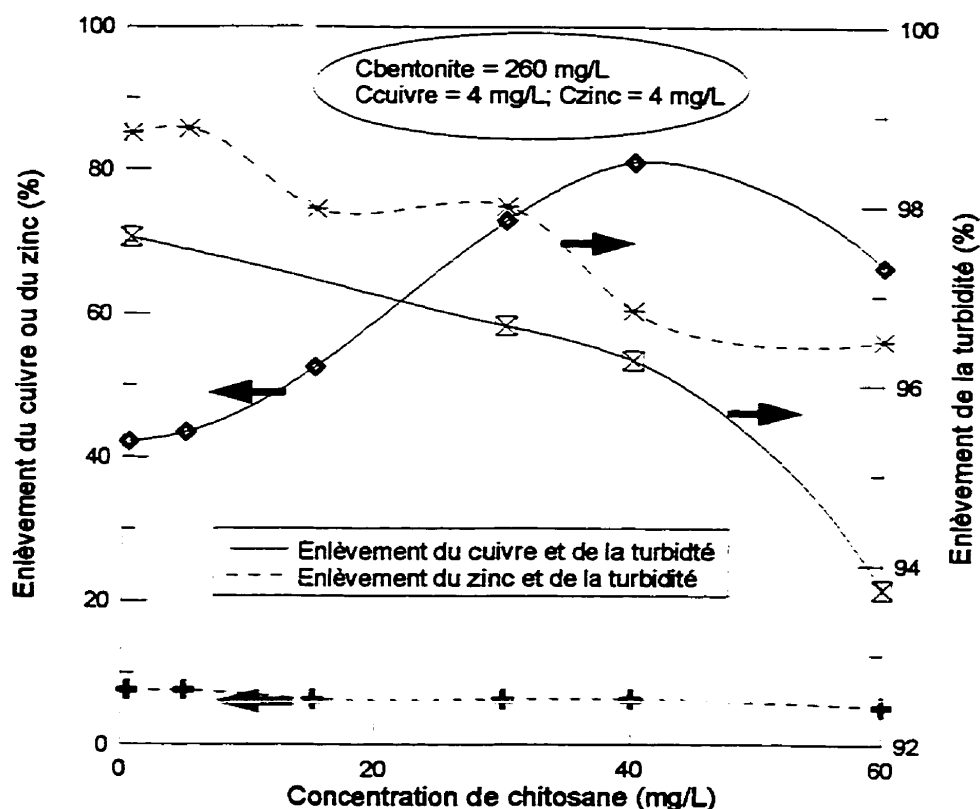


Figure 3-29: Comparaison de l'efficacité d'enlèvement du cuivre, du zinc et de la turbidité par différentes concentrations de chitosane, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

Cette figure montre une différence apparente entre l'efficacité d'enlèvement du cuivre et du zinc par des doses croissantes de chitosane dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Les efficacités d'enlèvements du zinc sont beaucoup plus faibles quelle que soit la dose de chitosane ajoutée par rapport aux efficacités d'enlèvement du cuivre. L'efficacité d'enlèvement du zinc diminue légèrement avec l'augmentation de la dose de chitosane alors que l'efficacité d'enlèvement du cuivre augmente de manière continue pour atteindre un optimum et diminuer ensuite. En revanche, l'enlèvement de la turbidité est supérieure pour une eau potable chargée de 4 mg/L de zinc quelle que soit la concentration de chitosane ajoutée par rapport à l'enlèvement de la turbidité pour une eau potable chargée de 4 mg/L de cuivre par les mêmes concentrations de chitosane.

3.2.4 Effet des acides gras et de phénols

Deux essais de coagulation-floculation réalisés sur deux eaux potables chargées de 260 mg/L de bentonite et 25 mg/L de surfactant (dodécyl sulfate de sodium) en présence d'acide linoléique à une concentration de 0,015 mg/L et de cuivre à une concentration de 4 mg/L avec le chitosane (40 mg/L) jumelé au Pam 703 (0,4 mg/L) ont donné des pourcentages d'enlèvement de cuivre de l'ordre de 19,7 et 7,77%. Ces pourcentages d'enlèvements ont été obtenus pour des prélèvements faits à 21 minutes après la séquence de coagulation-floculation-décantation. Un deuxième prélèvement a été fait 15 heures après le premier prélèvement et les pourcentages d'enlèvement du cuivre ont été nettement meilleurs soit 75,8 et 52,5%.

La Figure 3-30 présente les résultats sur l'enlèvement du cuivre pour trois eaux contenant 0,25 g/L de phénol. D'après les résultats figurant ci-dessous, on voit que 21 minutes après la séquence de coagulation-floculation-décantation (premier prélèvement), une concentration de 5 mg/L de chitosane a enlevé 81,4% du cuivre d'une eau potable chargée d'une eau usée domestique à une teneur de 25%. En revanche, une concentration de 5 mg/L de chitosane n'a pas enlevé le cuivre d'une eau potable contenant 0,25 g/L de phénol. Pour l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite, 40 mg/L de chitosane a pu enlever 78% du cuivre, ce qui est remarquable. Le deuxième prélèvement a été pris 15 heures après le premier prélèvement pour les trois essais. Les enlèvements du cuivre ont été alors de 17,7, 97,4 et 87,7% pour les essais 1, 2 et 3. Enfin, le troisième prélèvement a été pris 20 heures après le premier prélèvement pour l'essai avec l'eau potable/phénol seulement; l'enlèvement du cuivre par 5 mg/L de chitosane a alors été de l'ordre de 24,8%, ce qui est légèrement supérieur au pourcentage obtenu au deuxième prélèvement.

Une très fine couche brillante était présente à la surface de la solution après le traitement; cette même couche avait été observé lors des essais de coagulation-floculation sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle.

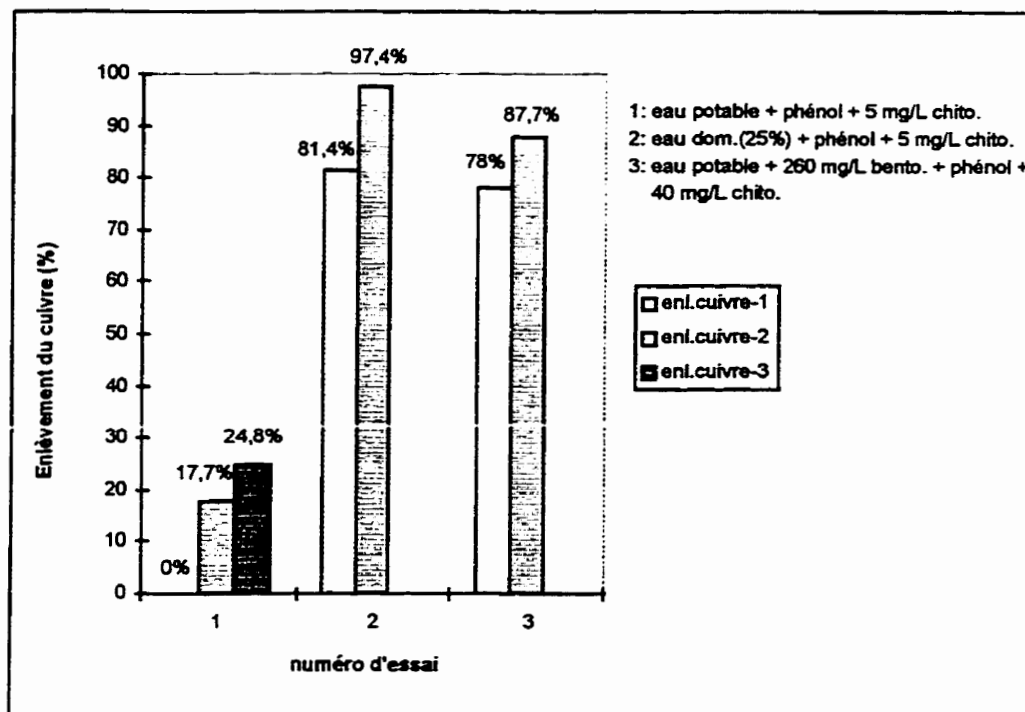


Figure 3-30: Effet du phénol sur l'enlèvement du cuivre par le chitosane, $C_{\text{phénol}} = 0,25 \text{ g/L}$, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $\text{pH}_i = 6,51; 6,56; 6,39$ - $\text{pH}_f = 6,35; 6,65; 6,20$.

La présence de phénol dans les eaux influence de façon significative l'enlèvement du cuivre par le chitosane dans des eaux fortement chargées de particules. Cet enlèvement du cuivre par le chitosane dans les eaux phénoliques augmente avec le temps d'agitation. Les résultats obtenus collent bien à la réalité, la couleur de la boue obtenue lors de la coagulation-floculation-décantation de l'essai avec l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite et de 0,25 g/L de phénol était d'un bleu vif.

3.2.5 Effet des eaux de rinçage et du kérosène

Les résultats de l'efficacité d'enlèvement du cuivre par le chitosane seul à une concentration de 40 mg/L sur cinq eaux potables chargées d'eaux de rinçages de l'industrie des plastiques et des adhésifs à des teneurs variant entre 0,05% et 5% ont été nuls. Cependant, l'efficacité d'enlèvement de la turbidité sur les eaux potables chargées de 0,05, 0,25 et 0,5 % d'eaux de rinçages ont été de 9,26, 5 et 2,8% respectivement. Les enlèvement de la turbidité pour les eaux potables chargées de 2,5 et 5% en eaux de rinçages n'ont pu être déterminés (tableau A-21). La DCO initiale de l'eau potable chargée d'une teneur de 2,5% en eaux de rinçages (essai 4) était de 151000 mg/L. Après la séquence de coagulation-floculation-décantation avec 40 mg/L de chitosane, la DCO finale mesurée a été de 4700 mg/L. Il y a donc eu enlèvement de 96,9% de la DCO par le chitosane à une concentration de 40 mg/L, ce qui est remarquable. La concentration de phénol mesurée dans ces eaux de rinçages était de 1,86 g/L. Le chitosane semble donc plus efficace pour l'enlèvement de la matière organique que pour celle du cuivre de ces eaux de rinçages.

Un dernier essai de coagulation-floculation a été réalisé par curiosité sur une eau potable chargée de 150 mg/L de kérosène à l'aide de 40 mg/L de chitosane seul. La concentration du cuivre présente dans ce mélange était de 4 mg/L. Il n'y a eu aucun enlèvement de cuivre alors que 65,4% de la turbidité causée par la suspension de kérosène a été éliminée.

4. ANALYSE ET DISCUSSION DES RÉSULTATS

Le chapitre 4 vise à analyser interpréter et discuter les résultats obtenus au cours de cette recherche. Pour ce faire, ce chapitre est divisé en cinq sections; la première porte sur les résultats des essais préliminaires réalisés pour enlever le cuivre dans des eaux dont les caractéristiques physico-chimiques sont variables. La deuxième section porte sur les résultats des essais réalisés pour enlever simultanément le cuivre et la turbidité. La troisième et la quatrième section vise à analyser et discuter les interactions chimiques qui ont lieu entre le chitosane et le phénol, le chitosane et l'acide linoléique ainsi que les interactions entre le chitosane et les eaux de rinçages, puis entre le chitosane et le kérosène. La cinquième section concerne la précision des résultats.

4.1 Principaux facteurs à considérer pour l'enlèvement du cuivre à l'aide du chitosane

4.1.1 Eau potable

L'absence de l'enlèvement du cuivre observée lors des six essais de coagulation-floculation réalisés sur une eau potable avec différentes doses de chitosane allant de 10 à 60 mg/L, permettent d'énoncer avec certitude que la présence d'une concentration de colloïde ou d'une concentration de particules dans l'eau est un facteur très important pour une bonne coagulation avec le chitosane; les eaux les plus difficiles à traiter par coagulation sont celles dont la concentration de colloïde est faible et qui sont peu alcalines. Il faut alors augmenter l'alcalinité de ces eaux et/ou le nombre de particules. Une autre explication des résultats obtenus sur les enlèvements du cuivre à partir d'une eau potable qui contient peu de colloïdes vient du fait qu'il est facile d'ajouter trop de coagulant et d'inverser les charges des particules au lieu de les neutraliser. Des enlèvements du cuivre auraient peut-être eu lieu si une très faible concentration de

chitosane avait été ajoutée seule ou jumelé avec un adjuvant de floculation à une concentration adéquate. Le fait que seulement 5,05% de cuivre ait été enlevé par le chitosane à une concentration de 60 mg/L est peut-être dû à ce qu'une partie du chitosane ajoutée a contribué à la création de la turbidité dans le milieu aqueux, et qu'une autre partie a joué le rôle de coagulant.

Les résultats obtenus du chitosane jumelé à un adjuvant de floculation tel le Pam 703 ou à un autre coagulant tel que l'alun arrive à éliminer le cuivre dans une eau potable et ceci pour des pH initiaux de 5,25.

4.1.2 Eau potable mélangée à une eau usée domestique, à une eau usée industrielle et à une solution de bentonite

La Figure 4-1 compare les différents résultats obtenus sur les mélanges eau potable/eau usée domestique et eau potable/eau usée industrielle à des teneurs de 25%.

La coagulation-floculation réalisée avec l'ajout du chitosane jumelé à l'adjuvant de floculation (Pam 703) dans le mélange eau potable/eau usée industrielle s'est très bien déroulée. L'hypothèse de l'incompatibilité entre le chitosane et l'adjuvant de floculation a donc été écartée malgré la mauvaise réaction qui a eu lieu entre le chitosane et les adjuvants de floculation (Pam 703 et Percol 727) pour les essais sur les mélanges eau potable/eau usée domestique. L'enroulement de l'adjuvant de floculation autour de la pale de l'agitateur lors de la période de floculation pour un mélange eau potable/eau usée domestique est peut-être reliée à la faible turbidité, à la nature des substances chimiques ou au type de particules présentes dans le mélange d'eau.

Dans les deux mélanges d'eau, l'ajout de la bentonite à une concentration de 8 mg/L jumelée au chitosane n'a pas eu un effet significatif sur la sédimentation des boues

étant donné la charge de particules suffisante dans ces mélanges d'eaux. L'efficacité d'enlèvement du cuivre pour l'essai sur le mélange eau potable/eau usée domestique est légèrement plus élevé de 3% avec ajout de 8 mg/L de bentonite et de chitosane par rapport à l'essai avec le chitosane seul. L'effet d'ajouter 8 mg/L de bentonite avec le chitosane et l'effet du chitosane jumelé avec 0,4 mg/L de Pam 703 lors des essais sur le mélange eau potable/eau usée industrielle a été nul. L'effet de l'ajout de l'acide acétique (1%) n'a pas eu un effet négatif sur l'enlèvement du cuivre pour les deux essais sur le mélange eau potable/eau usée industrielle.

En outre, l'efficacité du chitosane est bien supérieure à l'alun pour l'enlèvement du cuivre dans les mélanges eau potable/eau usée industrielle (94% contre 58,8%) alors que l'alun enlève plus efficacement le cuivre que le chitosane pour les mélanges eau potable/eau usée domestique (50,8% contre 37,1%). Le chitosane s'avère donc très efficace pour des eaux dont la turbidité est élevée.

De manière générale, la performance du chitosane pour enlever le cuivre est nettement meilleure dans une eau potable chargée d'une eau industrielle que dans une eau potable chargée d'une eau domestique. D'après les caractéristiques physico-chimiques des eaux domestiques et industrielles brutes utilisées pour ces expériences préliminaires, l'alcalinité de l'eau industrielle est quatre fois plus élevée que celle de l'eau domestique, les MES de l'eau industrielle sont presque cinq fois moins élevés que les MES de l'eau domestique, la concentration de l'azote Kjeldahl est douze fois moins élevée que dans l'eau domestique et la concentration du phosphore total est à peu près vingt et une fois moins élevée que dans l'eau domestique. En revanche, le pH et la DCO sont les mêmes pour ces deux types d'eaux. Les différences entre les caractéristiques physico-chimiques des deux types d'eaux peuvent expliquer pourquoi les résultats des enlèvements du cuivre par 40 mg/L de chitosane sont meilleurs pour les mélanges eau potable/eau industrielle. La DCO étant la même dans l'eau domestique et industrielle et les MES étant inférieures

dans l'eau industrielle, le type de particule organique présent dans l'eau industrielle ainsi que la turbidité doivent jouer un rôle très important au niveau de l'interaction entre le cuivre et le chitosane, ce qui n'est pas le cas dans le mélange eau potable/eau domestique. Selon les résultats obtenus, le chitosane a sûrement une affinité pour un type de particule organique présent dans l'eau industrielle qui n'existe pas dans l'eau domestique. Cette affinité chimique du chitosane pour un type de particule organique de l'eau industrielle est supérieure à l'alun. L'affinité de l'alun pour les particules présentes dans le mélange eau potable/eau domestique et eau potable/eau industrielle est presque la même. Une aussi bonne coagulation du mélange eau potable/eau industrielle par le chitosane peut aussi être due au grand pouvoir tampon de l'eau industrielle à maintenir le pH du mélange de ces eaux.

L'efficacité du chitosane avec le Pam 703 pour l'enlèvement du cuivre des eaux potables chargées de bentonite est inférieure aux efficacités obtenues sur des mélanges eau potable/eau usée industrielle et eau potable/eau usée domestique. D'après ces résultats préliminaires obtenus sur les essais avec l'eau potable chargée de bentonite, la tendance montre que le pourcentage d'enlèvement du cuivre augmente à mesure que la charge de bentonite augmente.

En outre, la conservation de chitosane à froid pour empêcher sa dégradation est un facteur important.

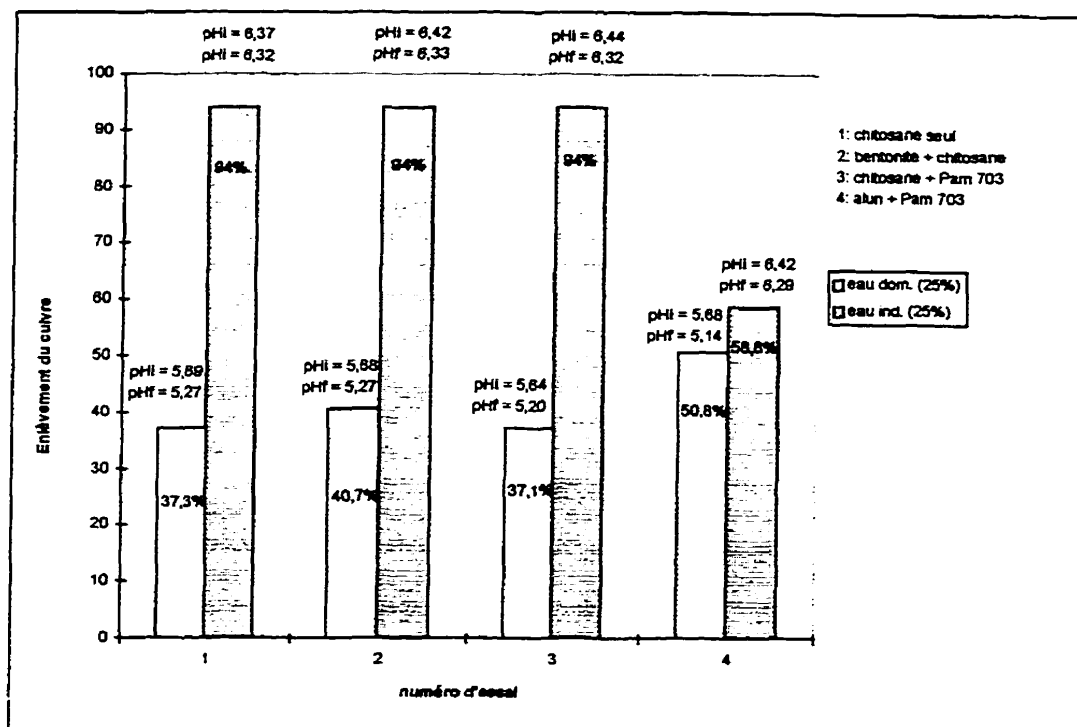


Figure 4-1: Comparaison des enlèvements du cuivre par le chitosane sur deux eaux potables chargées l'une d'une eau usée domestique et l'autre d'une eau usée industrielle à des teneurs de 25% (turbidités = 16 et 48 Utn), $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

4.2 Principaux facteurs à considérer pour l'enlèvement simultané du cuivre et de la turbidité

4.2.1 Mélanges eau potable/eau usée domestique, eau potable/eau usée industrielle et eau potable/bentonite

La comparaison des résultats (Figure 4-2) de l'essai réalisé sur le mélange eau potable/eau industrielle à une teneur de 25% montre une efficacité d'enlèvement du cuivre de l'ordre de 94,6% qui est bien supérieure à celle de l'essai réalisé sur un mélange eau

potable/eau domestique à une teneur de 25%. Les pourcentages d'enlèvement de la turbidité en ordre décroissant sont pour les mélanges eau potable/bentonite, eau potable/eau usée industrielle et eau potable/eau usée domestique à des teneurs de 25% dans les deux derniers cas.

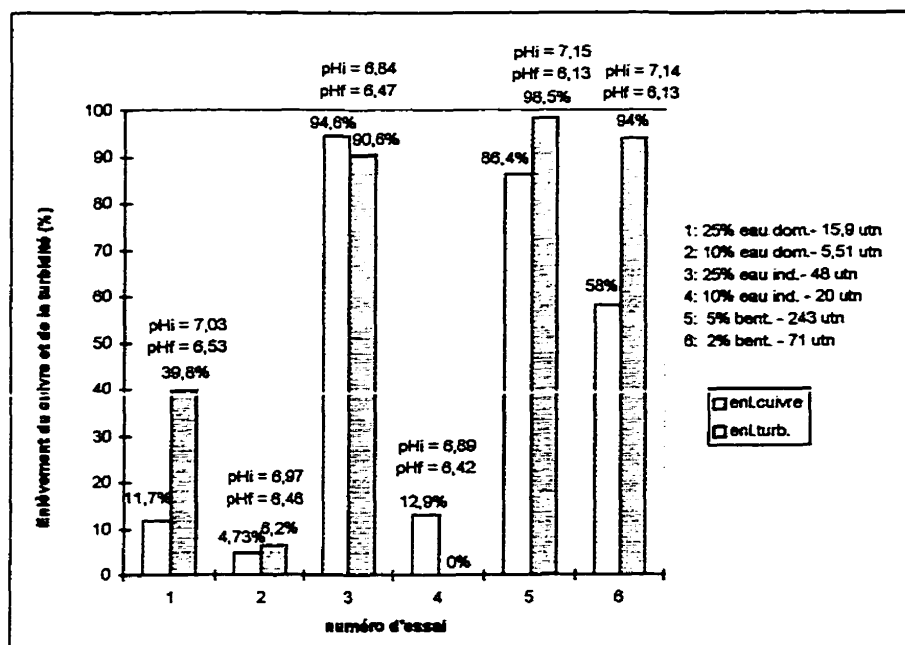


Figure 4-2: Comparaison des efficacités d'enlèvements du cuivre et de la turbidité d'une eau potable mélangée à des teneurs de 25% et 10% d'eau usée domestique et d'eau usée industrielle ainsi que de la bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

La différence des résultats entre le mélange eau potable/eau usée domestique à une teneur de 25% et le mélange eau potable/eau usée industrielle à une teneur de 25% peut s'expliquer par des turbidités différentes entre ces deux mélanges malgré les mêmes teneurs en eau usée domestique qu'en eau usée industrielle (15,9 Utn contre 48 Utn). D'après les caractéristiques physico-chimiques relatives à l'eau usée domestique et industrielle brute utilisée pour ces essais, on voit que l'eau usée domestique brute a une

turbidité de 51 Utn alors que l'eau usée industrielle brute a une turbidité environ trois fois plus élevée (173 Utn).

Pour une turbidité de 243 Utn correspondante au mélange eau potable/bentonite, on voit que l'enlèvement de la turbidité est presque complète. En revanche, malgré une turbidité du mélange eau potable/bentonite beaucoup plus élevée que celle du mélange eau potable/eau usée industrielle qui n'est que de 48 Utn, le pourcentage d'enlèvement du cuivre est inférieur de 10% par rapport au mélange eau potable/eau usée industrielle. Pour ce qui est de l'enlèvement de la turbidité, elle n'est plus élevée que de 8% pour l'essai sur le mélange eau potable/bentonite que pour le mélange eau potable/eau usée industrielle. La turbidité initiale du mélange certes joue un rôle important dans l'enlèvement du cuivre et surtout de la turbidité mais il reste que l'enlèvement du cuivre par le chitosane est fonction surtout du type de particules présent dans l'eau usée. C'est-à-dire qu'une eau moyennement turbide qui contient un type de particules ayant une bonne affinité pour le chitosane enlèvera d'une meilleure façon le cuivre qu'une eau très turbide avec moins de particules ou pas de particules ayant une affinité avec le chitosane. Toutefois, l'enlèvement de la turbidité sera plus élevée dans le milieu initialement plus turbide.

Il est étonnant de constater que pour une turbidité de 20 Utn d'un mélange eau potable/eau industrielle à une teneur de 10%, il n'y a eu aucun enlèvement de la turbidité alors que pour une turbidité de 5,51 Utn d'un mélange eau potable/eau domestique à une teneur de 10%, il y a eu un enlèvement de 6,2% de la turbidité. Ceci est dû probablement au fait que dans la charge en eau industrielle à une teneur de 10% dans l'eau potable, il n'y avait pas une quantité suffisante de type de particules requises pour réagir avec une concentration aussi élevée que 40 mg/L de chitosane malgré une turbidité de 20 Utn alors que dans la charge en eau domestique à une teneur de 10% dans l'eau potable (5,51 Utn), il y avait une certaine quantité de particules colloïdales présentes dans le milieu

aqueux qui ont réagi avec le chitosane pour enlever 6,72% de la turbidité. En réalité, la turbidité finale (28,7 Utn) obtenue après la coagulation-floculation du mélange eau potable/eau industrielle à une teneur de 10% a été plus élevée que la turbidité initiale (20 Utn).

La Figure 4-3 compare les efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'eaux potables mélangées à de l'eau usée domestique, à de l'eau usée industrielle et à de la bentonite pour deux turbidités initiales: l'une se situant autour de 15 Utn et l'autre à 5 Utn.

Selon les résultats obtenus concernant les enlèvements du cuivre pour des mélanges d'eaux à une turbidité initiale autour de 15 Utn, les pourcentages d'enlèvement du cuivre sont presque pareils avec les mélanges eau potable/eau usée domestique à une teneur de 25 % et eau potable/eau usée industrielle à une teneur de 10%. Alors que pour le mélange eau potable/bentonite ($C_{\text{bentonite}} = 50 \text{ mg/L}$), le pourcentage d'enlèvement du cuivre est légèrement plus élevée de 6%. On peut donc considérer que la performance du chitosane à enlever le cuivre dans ces trois mélanges d'eaux pour des mêmes turbidités initiales est à peu près la même. En revanche, les pourcentages d'enlèvement de la turbidité sont différents pour ces trois mélanges.

Le chitosane a enlevé le pourcentage le plus élevé de turbidité dans le mélange eau potable/bentonite ($C_{\text{bentonite}} = 50 \text{ mg/L}$); puis vient ensuite le mélange eau potable/eau domestique et en dernier le mélange eau potable/eau industrielle. On remarque ici l'affinité du chitosane envers la particule de bentonite pour enlever la turbidité de l'eau par rapport aux particules présentes dans l'eau domestique et industrielle pour une turbidité initiale autour de 15 Utn.

Les enlèvements de la turbidité plus faibles pour le mélange eau potable/eau usée domestique et eau potable/eau usée industrielle par rapport au mélange eau potable/bentonite dont la turbidité se situe autour de 15 Utn peuvent s'expliquer aussi par la présence de particules ayant des diamètres sensiblement égaux, rendant la coagulation plus difficile.

Les enlèvements du cuivre et de la turbidité par le chitosane pour des mélanges eau potable/eau usée domestique à une teneur de 10%, eau potable/eau usée industrielle à une teneur de 2,5% et eau potable/bentonite ($C_{\text{bentonite}} = 20 \text{ mg/L}$) dont la turbidité initiale est de 5 Utn sont assez semblables. En général, pour des eaux à faible turbidités, les enlèvements du cuivre et de la turbidité varient d'assez faibles à nuls.

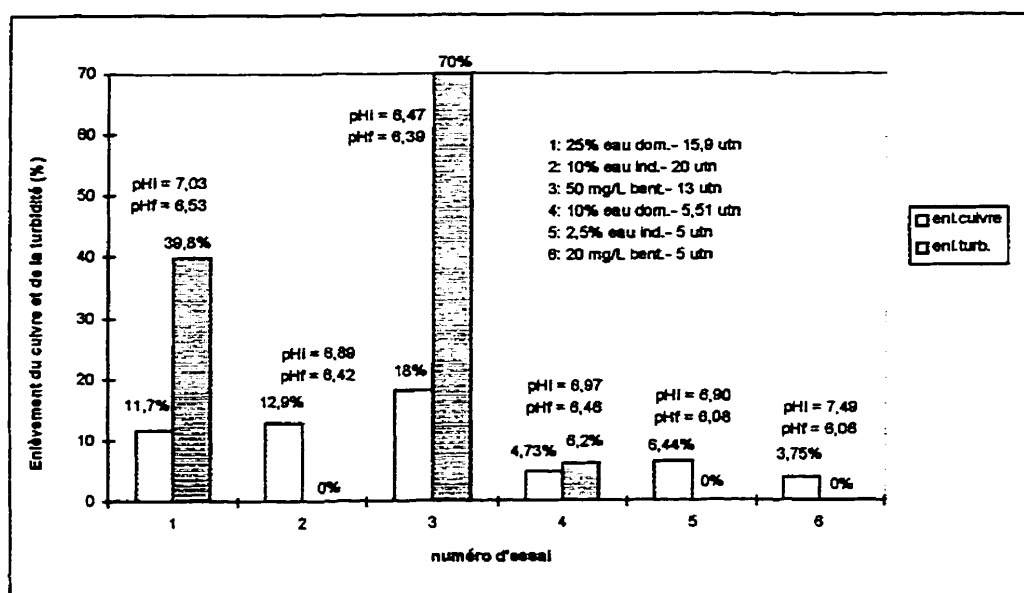


Figure 4-3: Comparaison des efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de deux turbidités initiales d'une eau potable mélangée à une eau usée domestique, à une eau usée industrielle et à de la bentonite, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

Selon les résultats présentés sur les Figures 4-2 et 4-3, on peut conclure que peu importe le type d'eau usée, une certaine turbidité minimale est requise pour avoir un certain enlèvement du cuivre et de la turbidité. Une fois cette condition respectée, le fait que l'enlèvement du cuivre et de la turbidité par le chitosane soit supérieure pour un type d'eau plutôt qu'un autre repose entièrement sur le type de particules contenues dans chaque type d'eau et sur le diamètre de celles-ci. Pour une turbidité suffisante des eaux, l'enlèvement de la turbidité par le chitosane devient significatif quel que soit le type de particules présentes dans les eaux. En outre, il est inutile d'augmenter la turbidité d'une eau parce que l'enlèvement de la turbidité à un certain moment plafonne. La bentonite apparaît ici comme un aide-coagulant modèle pour l'élimination de la turbidité à une concentration élevée dans l'eau potable.

4.2.2 Mélanges eau potable/eau usée sanitaire et eau potable/eau usée industrielle à des teneurs de 25%

Si on compare les enlèvements du cuivre sur la Figure 4-4 des deux essais réalisés sur les mélanges eau potable/eau usée sanitaire au deux autres essais sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle, on voit que les pourcentages d'enlèvement du cuivre sont identiques pour les deux essais de coagulation-floculation avec le mélange eau potable/eau usée industrielle quelque soit la date d'échantillonnage de l'eau industrielle alors que les pourcentages d'enlèvement du cuivre sont assez différents pour les deux essais avec le mélange eau potable/eau usée sanitaire. Cette différence est sûrement due au fait que dans l'eau usée sanitaire brute échantillonnée en octobre 1996, la DCO était de 523,8 mg/L alors que dans l'eau usée sanitaire brute échantillonnée en juin 1997, la DCO n'était que de 179 mg/L. L'interaction du chitosane avec la matière organique dans le mélange eau potable/eau usée sanitaire jouerait donc un rôle important lors de la coagulation-floculation pour enlever le cuivre. Selon les travaux de recherche de Daniels

(1988), l'enlèvement du cuivre et d'autres métaux par coagulation peut avoir lieu en même temps que l'enlèvement de la DBO, des MES et du phosphore total. Il se peut aussi que la concentration de phosphore ait été très faible dans l'eau usée sanitaire datant de juin 1997 par rapport à celle datant d'octobre 1996 (6,85 mg/L). L'eau usée sanitaire brute datant d'octobre 1996 renferme 373,4 mg/L de MES alors que celle datant de juin 1997 renferme 97 mg/L de MES. Ce paramètre pourrait aussi expliquer la différence existante entre ces deux efficacités d'enlèvement du cuivre.

Les MES dans les eaux usées industrielles datant du mois d'octobre 1996 et juin 1997 étant pratiquement les mêmes (72,4 et 66 mg/L) et les DCO étant suffisamment élevées (1402 et 421,1 mg/L), c'est pour cela que les efficacités d'enlèvement du cuivre sont identiques pour les essais sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle. Une DCO de 400 mg/L environ serait donc suffisante pour réaliser un excellent enlèvement du cuivre. Pour les essais réalisés sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle, ce n'est pas le phosphore qui a participé à l'enlèvement du cuivre étant donné sa très faible concentration de 0,32 mg/L.

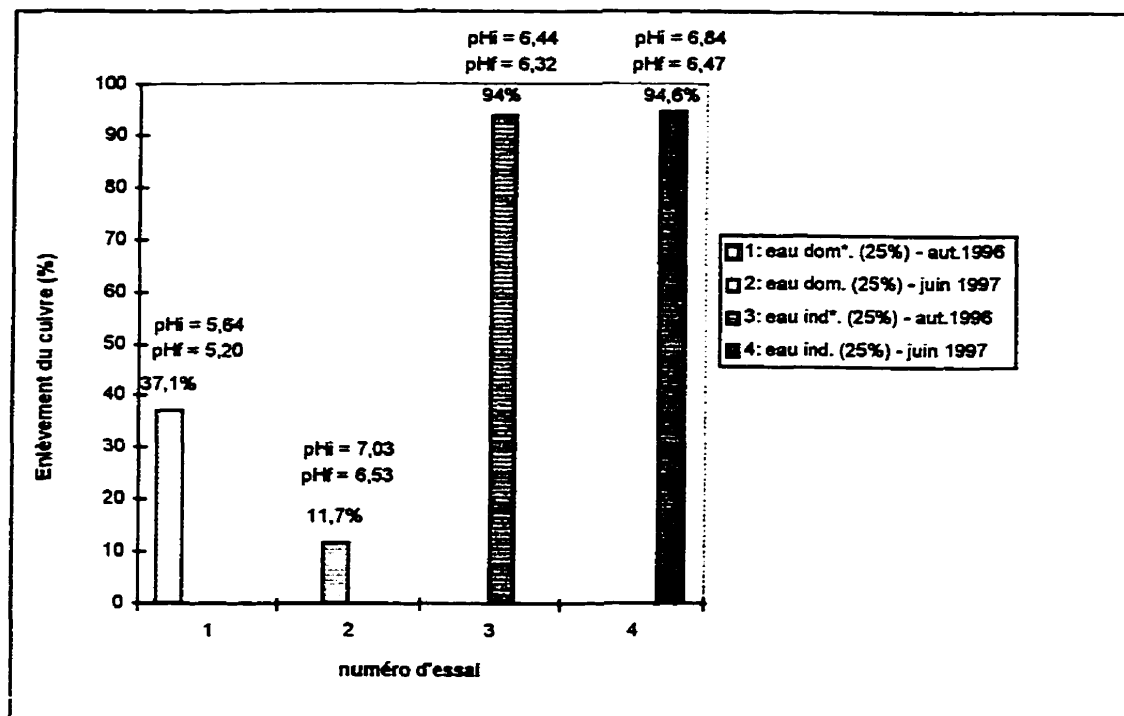


Figure 4-4: Comparaison des enlèvements du cuivre sur des mélanges eau potable/eau usée domestique et eau potable/eau usée industrielle à des teneurs de 25% pour des eaux usées domestiques et industrielles échantillonnées à des saisons différentes, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$; $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$; $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$.

4.2.3 Mélanges eau potable/bentonite et eau potable/eau usée industrielle à différentes teneurs

D'après les résultats présentés au chapitre 3, on a observé de façon très marquée que le passage d'une teneur de 10% à une teneur de 25% en eau usée industrielle dans une eau potable a enlevé de façon exceptionnelle le cuivre et la turbidité (94,6% et 90,8%). Pour des faibles teneurs de 2,5, 5, et 10% en eau usée industrielle dans l'eau potable, les enlèvements du cuivre ont été très faibles et les enlèvements de la turbidité ont été nuls. Alors que pour des teneurs élevées de 35 et 47% en eau usée industrielle, les

enlèvements du cuivre ont été complètes (100%) et les enlèvements de la turbidité ont été pratiquement complètes (97 et 99%).

Les résultats obtenus pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité en fonction de la concentration de bentonite dans l'eau potable allant de 20 à 1000 mg/L montre que ces efficacités d'enlèvement augmentent avec la concentration de la bentonite dans l'eau potable. L'enlèvement de la turbidité a atteint un plateau à partir d'une concentration de 200 mg/L de bentonite dans l'eau potable (71 Utn). Entre 200 mg/L et 1000 mg/L de bentonite, cet enlèvement de la turbidité a varié de 94 à 99,5%.

Lors des essais de coagulation-floculation, les turbidités des différents mélanges eau potable/bentonite ont été les mêmes que les turbidités des différents mélanges eau potable/eau usée industrielle afin de comparer les efficacités d'enlèvement du cuivre et de la turbidité et déceler la cause des différences entre les résultats pour ces deux types de mélanges d'eau.

Les enlèvements du cuivre et de la turbidité par le chitosane pour les essais réalisés sur les mélanges eau potable/bentonite sont nettement plus élevés que ceux réalisés sur les mélanges eau potable/eau usée industrielle pour des turbidités de 10 et 25 Utn. L'enlèvement du cuivre pour le mélange eau potable/bentonite d'une turbidité de 5 Utn est un peu plus faible que pour le mélange eau potable/eau usée industrielle avec la même turbidité. Cependant, les pourcentages d'enlèvement de la turbidité pour ces deux mélanges d'eau ont été nuls. On remarque que pour une turbidité inférieure à 10 Utn pour un mélange eau potable/bentonite, l'enlèvement du cuivre est très faible et l'enlèvement de la turbidité devient très faible à nul par le chitosane dont la concentration est de 40 mg/L alors que pour une turbidité supérieure ou égale à 10 Utn, la bentonite est une substance idéale pour l'enlèvement de la turbidité des eaux.

Pour les mélanges d'eau potable/eau usée industrielle de faibles turbidités (5, 10 et 25 Utn environ), les enlèvements du cuivre sont très faibles et les enlèvements de la turbidité sont nuls. Ces résultats signifient qu'il y avait une quantité insuffisante du type de particules ayant une affinité chimique avec le chitosane pour éliminer le cuivre. Les suspensions présentes dans les mélanges d'eau ont été en quantités insuffisantes par rapport à la concentration de chitosane ou alors que la concentration de chitosane ajoutée (40 mg/L) était trop élevée par rapport à la charge de ces eaux. Peut-être aussi que la concentration de Pam 703 devrait être diminué. Ces faibles enlèvements sont validés d'après les observations notées lors de la séquence de coagulation-floculation-décantation où il y a eu formation de floccs filamenteux et fragiles décantant très lentement. Il a été confirmé expérimentalement que l'ajout d'une concentration de chitosane aussi faible que 5 mg/L dans le mélange eau potable/eau usée industrielle à une turbidité de 10 Utn environ a éliminé 50,7% plus de cuivre qu'avec l'ajout de 40 mg/L de chitosane. L'enlèvement de la turbidité a été hautement efficace, de l'ordre de 93%. L'ajout d'une telle concentration de chitosane est avantageux économiquement. Des concentrations encore plus faibles de chitosane et de Pam 703 auraient sûrement donné un meilleur enlèvement du cuivre.

Des turbidités de 50, 70 et 100 Utn environ pour des mélanges eau potable/bentonite et eau potable/eau industrielle montrent que les enlèvements du cuivre et de la turbidité sont supérieurs pour les mélanges eau potable/eau usée industrielle. Cette différence repose certainement sur le fait que l'eau industrielle renferme une grande quantité de matière organique (DCO = 1402 mg/L, COT = 439 mg/L) incluant une concentration totale de 40 µg/L d'acides gras comme les acides linoléique et oléique, une concentration totale de 6970 µg/L d'acides résiniques comme les acides déhydroabiétique et abiétique et une concentration totale de 560 µg/L des composés phénoliques comme le phénol, le m-crésol, le p-crésol et le m-crésol. Ces différentes substances chimiques réagissent certainement avec le chitosane et contribuent ou participent à un enlèvement

aussi exceptionnel du cuivre lorsque la turbidité est de 50 Utn et plus. Ces résultats peuvent aussi être attribués aux propriétés de ces substances chimiques telles que le type de particules (hydrophobiques vs hydrophiliques), la polarité, l'absorbance spécifique d'UV ainsi que la charge électrique des molécules dissoutes dans l'eau, la couleur et l'alcalinité de ces mélanges eau potable/eau usée industrielle. Selon la littérature, de meilleures éliminations sont observées lors du traitement des eaux les plus fortement colorées qui renferment de la matière organique de masse moléculaire élevée. Randtke (1988) a indiqué que la coagulation est efficace pour des eaux renfermant des substances acides, hydrophobes, de masses moléculaires élevées.

L'apparition des dégradés de couleur (stratification) observées dans les boues déposés lors des essais avec les mélanges eau potable/eau industrielle à des teneurs de 5% avec 5 mg/L de chitosane, ainsi qu'à des teneurs de 25%, 35% et 47% avec 40 mg/L de chitosane doivent correspondre aux différentes réactions entre les substances chimiques présente dans l'eau industrielle et le chitosane. La boue provenant de l'essai avec une teneur de 47% en eau industrielle avait une siccité très faible de 0,44% indiquant la forte présence d'eau. Cette boue de chitosane devrait donc passer à l'étape de déshydratation. D'après le Tableau 3-1, La vitesse de décantation de la boue pour un mélange eau potable/eau usée industrielle à une teneur de 47% dans un cylindre de 1 L a été extrêmement rapide. La consommation d'alcalinité augmente avec la teneur en eau usée industrielle et avec l'augmentation de la concentration de bentonite.

4.2.4 Effet du pH initial

Selon les deux courbes du pH initial en fonction de l'enlèvement du cuivre obtenue à la Figure 3-16, l'enlèvement du cuivre est beaucoup plus prononcée pour un mélange d'eau potable/bentonite à une concentration de bentonite de 260 mg/L qu'à celle de 25 mg/L. Ce résultat s'explique premièrement par le fait que l'enlèvement du cuivre

avec 40 mg/L de chitosane est meilleur dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. La deuxième raison est que dans le mélange eau potable/bentonite à une concentration de bentonite de 260 mg/L, l'alcalinité de l'eau plus élevée facilite le procédé de coagulation-floculation. D'après la littérature, les eaux les plus difficiles à traiter sont celles qui sont peu alcalines et qui contiennent peu de colloïdes. Pour le mélange eau potable/bentonite à une concentration de 260 mg/L, l'enlèvement du cuivre devient significatif dès que le pH atteint 6,0 (40,2%) ou le dépasse alors qu'avec une concentration de bentonite de 25 mg/L, il devient satisfaisant seulement à partir de pH = 9 (42,2%). Les boues correspondantes à ces enlèvements de cuivre étaient bleues. À un pH de 9, ce n'est plus vraiment le phénomène d'adsorption ou de coagulation-floculation qui règne mais plutôt le phénomène de précipitation. Les enlèvements du cuivre à un pH de 6 et 7 demeurent très faibles. Une concentration de chitosane beaucoup plus faible aurait probablement donné un meilleur enlèvement du cuivre à un pH = 6 et 7. Il y avait sûrement un manque de noyaux pour assurer l'agglomération des particules. La dose de coagulant ou d'adjuvant de coagulation n'était peut-être pas adéquate. Selon Rinaudo (1989), la chélation du chitosane avec le cuivre aurait lieu à un pH au-dessus du 5.

4.2.5 Effet de la concentration du chitosane et de la concentration du cuivre

Les quatre séries d'expériences réalisées sur des mélanges eau potable/bentonite avec des concentrations de bentonite de 30 et 260 mg/L ont donné des résultats forts différents entre ces deux eaux contenant des concentrations de cuivre de 4 et 30 mg/L. Tout d'abord, les essais de coagulation-floculation réalisés sur des mélanges eau potable/bentonite avec 30 et 260 mg/L de bentonite et avec 4 mg/L de cuivre montrent que les enlèvements du cuivre et de la turbidité évoluent de la même manière lorsque la dose de chitosane varie. La tendance générale indique que les enlèvements du cuivre et de la turbidité augmentent en fonction de la dose de chitosane jusqu'à une concentration de chitosane optimale qui correspond à un enlèvement maximal du cuivre et de la turbidité

pour ensuite décroître. Cette tendance est comparable à la théorie de la coagulation-floculation à l'aide de polymères cationiques vue dans la revue bibliographique. Il existe une petite gamme uniquement où le chitosane est efficace. La validité des résultats expérimentaux indiquant que le cuivre a bien été éliminé lors de la période de floculation est confirmée par la théorie et les observations visuelles. Les concentrations optimales de chitosane pour l'enlèvement du cuivre dans les eaux potables avec 30 et 260 mg/L de bentonite et 4 mg/L de cuivre sont respectivement de 5 et 40 mg/L et pour l'enlèvement de la turbidité de 1,5 et 2,5 mg/L. Les concentrations optimales de chitosane pour l'enlèvement du cuivre ne correspondent pas nécessairement à celles pour l'enlèvement de la turbidité. Même si les concentrations de chitosane sont optimales pour l'enlèvement du cuivre, les enlèvements de la turbidité demeurent très satisfaisants alors que le contraire n'est pas toujours vrai. La tendance générale indique que la dose optimale pour une eau potable faiblement chargée est beaucoup plus faible que pour une eau potable hautement chargée.

En ce qui a trait aux essais réalisés sur les mélanges eau potable/bentonite ($C_{\text{bentonite}} = 30$ et 260 mg/L) avec 30 mg/L de cuivre, la tendance est tout-à-fait différente. D'après les résultats obtenus en laboratoire, les enlèvements du cuivre et de la turbidité ne cessent de diminuer à mesure que la concentration du chitosane augmente pour les deux séries d'expériences avec 30 et 260 mg/L de bentonite. Les enlèvements du cuivre et de la turbidité ont été plus mauvais dans une eau potable ayant une faible charge. Au premier regard, cela signifie que pour une concentration de chitosane croissante, l'effet sur les enlèvements du cuivre et de la turbidité est moins en moins bon. Selon les observations visuelles, le chitosane a attiré le cuivre lors de la coagulation-floculation mais une partie de ce cuivre est certainement resté dans la solution. On remarque que plus la dose de chitosane augmente, moins la boue est bleue, ce qui veut dire que le chitosane entraîne de moins en moins le cuivre dans la boue par coagulation-floculation. La présence d'une concentration aussi élevée de cuivre $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ à 30

mg/L injectée sous forme de sel dissous a provoqué une augmentation démesurée de la charge ionique et des forces de Van der Waals dans les eaux brisant l'équilibre électrique de la solution étant donné un nombre trop élevé de charges positives (déséquilibre des charges). Ce changement brusque de la charge ionique initial et par le fait même du potentiel zêta de l'eau sont donc à l'origine du déséquilibre électrique de la solution. Cette concentration de cuivre (30 mg/L) en contact avec le chitosane a modifié les propriétés électriques du milieu par un changement prononcé du potentiel zêta de la solution. Une autre raison pouvant expliquer ces résultats repose sur le fait qu'en présence de 30 mg/L de cuivre, le régime de mélange aurait dû être modifié, le temps de floculation aurait dû être plus long qu'avec les essais où il y avait 4 mg/L de cuivre. La diminution de l'enlèvement du cuivre avec l'augmentation de la dose de chitosane peut s'expliquer par le fait que la viscosité du chitosane avec le Pam 703 en contact avec cette concentration de cuivre a freiné le phénomène de coagulation. Normalement, l'ajout d'une concentration croissante de chitosane aurait dû provoquer une diminution du potentiel zêta jusqu'à zéro correspondant à sa dose optimale pour une coagulation maximale du cuivre et de la turbidité mais étant donné de la présence d'une concentration aussi élevée de cuivre sous forme de sel dissous $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, il s'est produit l'inverse, c'est-à-dire une augmentation du potentiel zêta formant un complexe activé cuivre-chitosane stable en suspension dans l'eau.

Les enlèvements du cuivre et de la turbidité qui ont été obtenus malgré l'inefficacité du chitosane, sont dus à l'action de la bentonite avec le cuivre et avec les particules colloïdales de bentonite. On remarque qu'au fur et à mesure que la concentration du chitosane augmente, la bentonite intervient de moins en moins comme aide-coagulant pour éliminer le cuivre et la turbidité puisque c'est le chitosane qui s'accapare de plus en plus tout le cuivre par ses liaisons hydrogènes et reste en suspension dans l'eau. Dépendant du potentiel zêta de la solution, la chitosane/cuivre forme des floccs lors de la coagulation-floculation pour se déposer ou rester en suspension comme c'est le

cas ici. Il n'y a pas de floccs chitosane/cuivre qui ont été formés lors de la période de floculation. Les floccs qui ont été formés lors de cette séquence étaient composés de chitosane/bentonite. La boue bleue obtenue avec des faibles doses de chitosane provient du fait qu'une partie du cuivre a été adsorbée par la bentonite. Le chitosane de par sa constitution possède un surplus électronique et il a été solvaté par l'eau en emprisonnant le cuivre et les particules colloïdales de bentonite causant la turbidité. En général, plus le ratio cuivre/chitosane est faible, plus le chitosane chélate le cuivre en y formant des liaisons hydrogènes et le maintient en suspension.

Dans de nombreuses suspensions colloïdales, la solvation est principalement responsable de la stabilité de celles-ci. La solvation se traduit par la formation d'une ou plusieurs couches de molécules de solvant (eau + chitosane) qui enveloppent complètement les ions de cuivre qui leur sont liées par des forces électrostatiques bien définies pour former le complexe cuivre-chitosane. Cette solvation est fonction de la température et de la concentration des ions. Lorsque la quantité de cuivre présente dans l'eau potable chargée de 30 et 260 mg/L de bentonite est élevée (30 mg/L), elle modifie les propriétés électriques du milieu et la solvation produite empêche la floculation de l'ensemble chitosane/cuivre pris en solution.

L'ajout excessive de chitosane dans une eau potable chargée de bentonite et de 30 mg/L de cuivre a créé une eau hyper conductrice où les chocs entre les particules dus aux forces électriques étaient tellement intenses qu'ils ont perturbé complètement l'équilibre de la solution.

D'après l'ensemble des résultats obtenus concernant l'effet de la dose du chitosane, la tendance générale montre que l'ajout d'un excès de chitosane au-dessus de sa concentration optimale entraîne une augmentation de la concentration du cuivre et de la turbidité finale dans la solution. Une des hypothèses à ce phénomène serait le

renversement des charges et une restabilisation des particules colloïdales qui ont été coagulées. Cette restabilisation des charges est fonction du potentiel zêta de la solution. Cet excès de chitosane sature la surface des particules colloïdales, entraînant une restabilisation de celles-ci. Sous une agitation considérable, les ponts entre les particules colloïdales et le polymère se brisent, les particules colloïdales sont relâchées dans la solution, puis les segments du polymère se replient sur eux-même empêchant l'adsorption des particules colloïdales.

4.2.6 Rôle de l'adjuvant de floculation, des coagulants et de la bentonite

Pour une eau potable faiblement chargée (7 Utn) contenant une concentration de 25 mg/L de bentonite, les résultats (chapitre 3, section 3.2.3.4) indiquent que le Pam 703 jumelé avec le chitosane a contribué à un enlèvement du cuivre de l'ordre de 6,42% alors que le chitosane seul a contribué à un enlèvement de la turbidité très faible de 0,42%. La bentonite seule a participé à un enlèvement du cuivre aussi faible de 2,76%. La concentration de chitosane ajoutée de 40 mg/L était sûrement trop élevée par rapport à la faible charge de bentonite dans l'eau potable. Cependant, il est étonnant de constater que l'adjuvant de floculation seul a permis un enlèvement du cuivre et de la turbidité de l'ordre de 42,2 % et 73,9 % respectivement. Ce résultat confirme donc l'importance de la dose de l'agent chimique injecté dans les eaux faiblement chargées.

Pour une eau potable fortement chargée (92 Utn) qui contient une concentration de bentonite de 260 mg/L, le portrait est complètement différent. D'abord, l'effet d'ajouter la bentonite joue un rôle assez important dans le procédé de traitement, elle contribue à un enlèvement du cuivre et de la turbidité de l'ordre de 37,8 et 93,7% respectivement, ce qui est remarquable. Le Pam 703 quant à lui n'a pas vraiment d'influence sur l'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Le

chitosane contribue à un enlèvement du cuivre supplémentaire de 31,6% par rapport à la bentonite seule mais elle n'a pas contribué à l'enlèvement de la turbidité.

Pour une eau potable chargée de 30 mg/L de bentonite (11 Utn) avec faible dose de chitosane (0,5 mg/L), les résultats sont beaucoup plus satisfaisants que ceux obtenus sur une eau potable chargée de 25 mg/L de bentonite avec 40 mg/L de chitosane. Le Pam 703 jumelé avec le chitosane a contribué à l'élimination de 15 % du cuivre et 10,7% de la turbidité, ce qui n'est pas négligeable.

4.2.7 Effet du type de chitosane

Le chitosane fourni par la compagnie Amersham est sous forme de céréales de couleur jaunâtre claire alors que le chitosane fourni par la compagnie Vanson est sous forme de poudre de couleur claire dont la granulométrie est très fine. D'après les résultats obtenus, il semble que la taille et la forme des particules de chitosane n'ont pas influencé les pourcentages d'enlèvement du cuivre et de la turbidité. Ces résultats expérimentaux confirment ceux d'autres chercheurs (Jansson-Charrier et al., 1995).

Lors de la mise en solution du chitosane (Vanson Chemical), il a été constaté une viscosité beaucoup plus élevée que l'autre solution de chitosane (Amersham). La préparation des solutions de chitosane a été exactement la même. Cette différence de viscosité des deux solutions de chitosane est due à la taille des particules de chitosane (poudre vs céréales). Il est tout-à-fait normal que la viscosité de la solution de chitosane (Vanson Chemical) est plus élevée puisque la surface de contact entre les particules fines du chitosane et la solution d'acide acétique était très élevée. L'injection du chitosane sous forme plus visqueuse a été un peu difficile à cause de la présence constante de bulles dans la seringue et dans la solution. Il aurait peut-être fallu diluer le chitosane dans une plus

grande quantité d'acide acétique pour en faciliter l'injection. Le chitosane a la propriété de former un gel. Sa viscosité est fonction du poids moléculaire du polymère, de sa concentration, de l'acide utilisé et de la concentration de ce solvant. Les échantillons commerciaux de chitosane (polymère 1% dans l'acide acétique 1%) sont généralement classés comme suit: très visqueux: 1000 cps; moyennement visqueux: 100 à 250 cps et faiblement visqueux: 25-70 cps (Vanson Chemical).

Lors de la désacétylation de la chitine pour produire le chitosane, les fortes concentrations d'hydroxyde de sodium et les températures élevées entraînent l'obtention d'un produit coloré, laissant supposer la présence d'impuretés (Broussignac, 1968). Les échantillons commerciaux de chitosane peuvent donc varier en couleur et être jugés inacceptables commercialement selon l'usage spécifique envisagé.

4.2.8 Effet de la force ionique

L'enlèvement du cuivre par le chitosane dans une eau potable ayant une charge colloïdale élevée (260 mg/L de bentonite) et en présence d'un électrolyte, le chlorure de calcium à une concentration de 10^{-2} M, a été 11% plus élevée qu'en absence d'électrolyte. En revanche, cette même concentration de CaCl_2 dans une eau potable faiblement chargée (30 mg/L de bentonite) a assuré un enlèvement du cuivre par le chitosane inférieur à celui de l'essai sans électrolyte. Ce résultat est probablement dû à une proportion d'électrolyte trop élevée par rapport à une faible charge de colloïde, ce qui rompt l'équilibre électrostatique à cause d'une grande variation du potentiel zêta. Le fait d'ajouter une concentration de 10^{-2} M de CaCl_2 dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a changé de manière positive la capacité de solubilisation de l'eau. Lorsque les réactifs sont des ions, c'est-à-dire des particules chargées, on constate que la vitesse de la réaction dépend, par l'intermédiaire de la constante de vitesse k , et de la concentration d'électrolytes de la solution. Cette concentration globale est exprimée de façon plus précise par la force ionique I de la solution à l'aide de la relation suivante:

$$I = \frac{1}{2} \sum_{i=1}^n C_i Z_i^2$$

où C_i : concentration de chaque type d'ion présent en solution (mol/L)

Z_i : charge de cet ion

D'après les résultats obtenus, l'effet de l'électrolyte (CaCl_2) à une concentration de 10^{-2} M, n'a pas vraiment d'influence sur l'efficacité d'enlèvement de la turbidité. Étant donné la présence d'ions SO_4^{2-} et Cl^{2-} dans l'eau, une quantité plus élevée de coagulant aurait pu éliminer plus de turbidité et de cuivre. L'influence des anions de valences élevées élargissent vers l'acidité la plage optimale du pH. Il est possible que les deux colloïdes de charges opposées se soient agglomérés mutuellement.

L'épaisseur de la couche électrique et la densité de la charge électrique sont influencées par la concentration et la valence des ions en solution. La stabilité de la suspension est fortement modifiée par l'ajout d'ions convenablement choisis. L'addition d'un électrolyte tel que le CaCl_2 a permis de réduire encore plus les forces de répulsion et à fait augmenter l'action des forces de Van der Waals qui ont agglomérés les particules pour comprimer la couche diffuse. Une concentration d'électrolyte à une concentration un peu plus faible que 10^{-2} M aurait sûrement donné un meilleur enlèvement du cuivre. Il est à noter aussi qu'une concentration plus élevée de chitosane en présence de ce sel aurait donné également un meilleur enlèvement du cuivre.

4.2.9 Étude de la concentration du chitosane sur l'enlèvement du zinc et de la turbidité

Les résultats de l'étude de l'enlèvement du zinc (Zn^{2+}) et de la turbidité d'une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite montrent clairement que pour différentes concentrations de chitosane allant de 0,5 à 60 mg/L, les pourcentages d'enlèvement du zinc sont bien inférieurs à ceux du cuivre. Ce résultat s'est aussi avéré avec l'alun qui a assuré un enlèvement de zinc bien inférieur à celui du cuivre. Ces résultats signifieraient que le chitosane a plus d'affinité pour le cuivre en solution que pour le zinc. Ceci pourrait aussi s'expliquer par le fait que le cuivre injecté dans les eaux sous forme de $CuSO_4 \cdot 5 H_2O$ contribuait à la création d'une charge ionique plus élevée que le zinc injecté sous forme d'ion métallique seulement (Zn^{2+}). Les pourcentages d'enlèvement de la turbidité pour la série d'expérience avec le zinc sont par contre supérieurs aux pourcentages de la même série d'expérience avec le cuivre. Les boues étaient constituées de très belles strates de couleurs (brun, crème, jaune). La décantation a été très rapide et le surnageant est devenue d'une clarté exceptionnelle pour les essais où 0,5 et 5 mg/L de chitosane ont été ajoutés. Le chitosane et l'alun s'avèrent donc très efficaces en présence de zinc dans des eaux potables chargées de 260 mg/L de bentonite pour éliminer presque totalement la turbidité. Le Pam 703 n'a pas beaucoup contribué aux enlèvements du cuivre et de la turbidité. Cependant, il a été constaté que le zinc ajouté seul dans l'eau potable (0,90 Utn) a contribué à l'enlèvement de 1,89 % de la turbidité de l'eau potable. La couleur jaune de la solution de zinc a peut-être contribué à enlever efficacement la turbidité.

Ce résultat pourrait aussi être reliée à l'électronégativité du zinc de (1,6) différente de celle du cuivre (1,9), ce qui diminuerait l'efficacité de son élimination par coagulation avec le chitosane. Le fait qu'il n'y ait pas de cuivre pourrait expliquer l'utilisation complète de la bentonite pour éliminer la turbidité. Le potentiel zêta du mélange eau/bentonite étant très élevée, la présence de 4 mg/L de Zn^{2+} n'arrive pas à l'abaisser suffisamment

pour éliminer le zinc par coagulation. Selon la littérature (Hygiène Canada, 1994), le zinc s'adsorbe facilement aux oxydes métalliques hydratés, aux argiles et à la matière organique. Il semble que l'adsorption augmente avec l'élévation du pH et la diminution de la force ionique. Un faible enlèvement du zinc avec l'alun a été confirmé par des études sur l'élimination du zinc à pH = 6,5-7 laquelle a été inférieure à 30% (NAS, 1977).

4.2.10 Effet de l'alun

La Figure 4-5 résume les résultats d'enlèvement du cuivre et de la turbidité avec l'alun jumelé au Pam 703. L'alun comme le chitosane est très efficace pour enlever la turbidité des eaux dont la concentration de bentonite est élevée. L'efficacité d'enlèvement du cuivre dépend également de la concentration de bentonite dans l'eau. L'enlèvement du zinc quant à lui est plutôt mauvais malgré une concentration de bentonite de 260 mg/L.

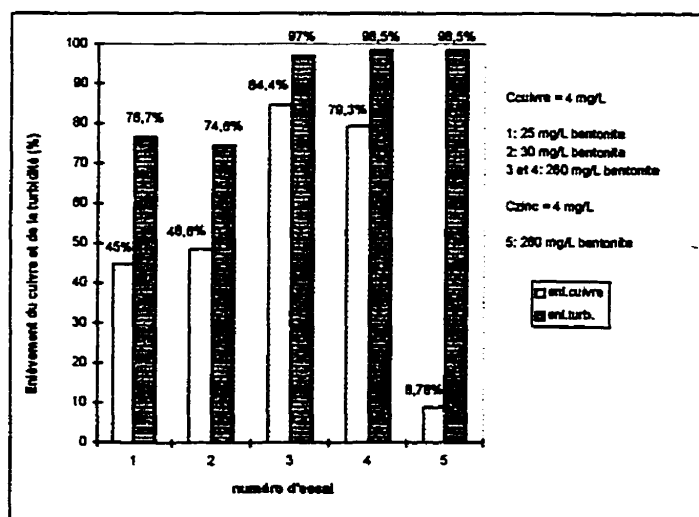


Figure 4-5: Effet de l'alun pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité d'eaux potables contenant diverses concentrations de bentonite, $C_{\text{alun}} = 7 \text{ mg/L}$, $C_{\text{Pam 703}} = 0,4 \text{ mg/L}$, $\text{pH}_i = 7; 6,82; 7,07; 7$ - $\text{pH}_f = (\text{non mesuré}); 5,86; 6,01; (\text{non mesuré})$.

4.2.11 Effet d'une dose élevée de chitosane

Des turbidités finales plus élevées que les turbidités initiales ont été obtenues après coagulation-floculation des mélanges eau potable/eau industrielle à des teneurs de 2,5%, 5% et 10% et des mélanges eau potable/bentonite avec des concentrations de bentonite de 25 et 30 mg/L. Cette augmentation de la turbidité peut être expliquée par une concentration très élevée du chitosane dans des eaux à turbidité faible. Une concentration de 40 mg/L chitosane a excédé la saturation des sites sur le polymère lors du pontage. Le surplus de chitosane a détruit les ponts réalisés par ce polymère entre les particules causant ainsi un accroissement de la turbidité résiduelle des eaux. Cette augmentation de la turbidité peut aussi être attribuable à un mélange insuffisant des eaux au début de l'essai de coagulation-floculation. Selon les observations visuelles, le chitosane présent à une concentration très élevée dans des eaux faiblement chargées, favoriserait alors la formation de floccs filamenteux et fragiles décantant très lentement et difficilement.

4.3 Étude de l'effet des acides gras et des phénols

Étant donné les très hauts taux d'enlèvements du cuivre obtenus par le chitosane dans des mélanges eau potable/eau industrielle à différentes teneurs, des essais ont été réalisés dans des eaux avec deux substances chimiques qui ont été retrouvées en grande quantité dans l'eau usée industrielle: un acide gras, l'acide linoléique et le phénol.

L'enlèvement du cuivre des mélanges eau potable/bentonite/acide linoléique et eau potable/dodécyl sulfate de sodium/acide linoléique ($C_{\text{bentonite}} = 260 \text{ mg/L}$ et $C_{\text{dodécyl sulfate de sodium}} = 25 \text{ mg/L}$) ont montré que le chitosane en tant que coagulant à une concentration de 40 mg/L a enlevé 19,7 et 7,77% du cuivre respectivement. Le chitosane a agit aussi comme adsorbant et a éliminé 76 et 53% du

cuivre après quinze heures d'agitation à 40 tpm. La solubilisation de l'acide linoléique dans l'eau a été difficile. La concentration de surfactant, peut-être trop élevée a fait en sorte qu'une bonne partie du cuivre a été piégé par l'acide linoléique pour y rester en suspension. Le cuivre retrouvé dans la boue a été éliminé par le surfactant.

Comme la plupart des acides gras, l'acide linoléique ($C_{18} H_{32} O_2$) est un acide à chaîne ramifiée. Il contient deux doubles liaisons non conjuguées et il est très facilement oxydé au contact de l'air. Son utilisation dans l'industrie des peintures et des émulsifiants est très répandue. Ses trente-deux atomes d'hydrogène, ses deux doubles liaisons et son caractère hydrophobe lui confèrent une facilité d'attachement avec le chitosane avec lequel il forme un floc, qui entraîne l'enlèvement du cuivre.

La présence de phénol dans l'eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite et de chitosane a permis d'enlever 78% du cuivre. Le chitosane s'avère un très bon adsorbant puisque 87,7% de cuivre a été éliminé après une agitation de quinze heures à 40 tpm. Une autre observation montre que pour un mélange eau potable/phénol, le chitosane à une concentration de 5 mg/L n'a enlevé que 18 à 25% de cuivre après quinze et vingt heures d'agitation à 40 tpm alors que cet enlèvement a été de 81,4 à 97,4% pour un mélange eau potable avec une charge d'eau usée domestique à une teneur de 25%. Les particules de bentonite et le phénol ont eu un effet considérable sur l'élimination du cuivre d'une eau.

Les composés phénoliques constituent une importante famille dont les composés possèdent un ou plusieurs hydroxyles (OH) fixés sur un noyau aromatique. Le phénol (C_6H_6O), solide cristallin à bas point de fusion et à odeur piquante, est un composé organique polaire ayant des charges bien réparties le long du cycle aromatique. Une fois solubilisé dans l'eau, il forme des liens hydrogènes très solides avec le chitosane, d'où le phénomène de la forte chélation. La liaison OH est très polarisée par suite de

l'électronégativité élevée de l'atome d'oxygène. Le doublet électronique sur le groupement hydroxyle attire tous les atomes d'hydrogène. Dans les eaux, le phénol s'attache fortement au chitosane pour former une grosse macromolécule qui à son tour s'attache au cuivre pour ainsi décanter.

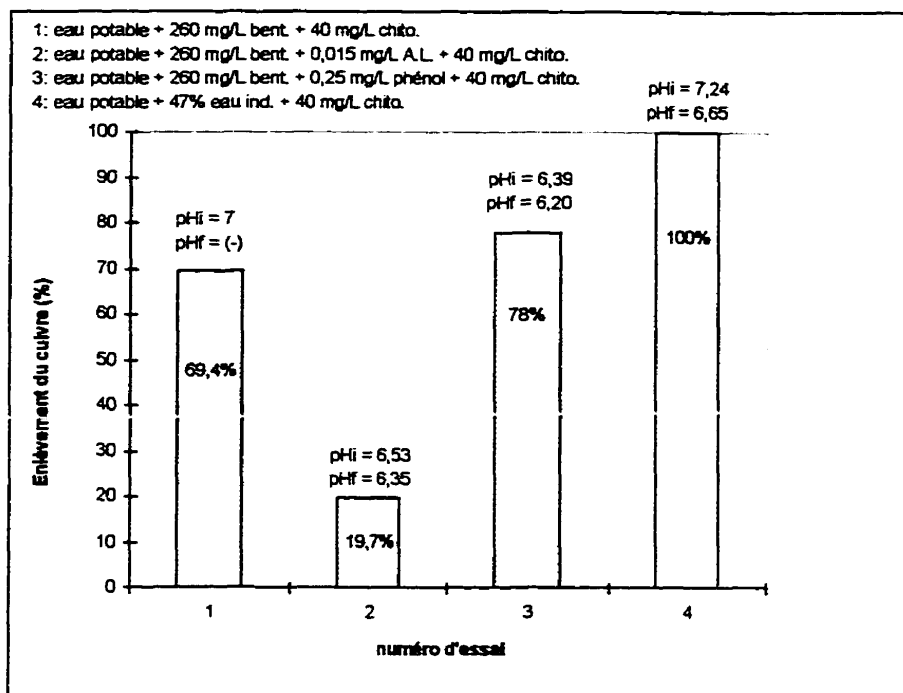


Figure 4-6: Influence de l'acide linoléique et du phénol pour l'enlèvement du cuivre par le chitosane, $C_{\text{bentonite}} = 260 \text{ mg/L}$, $C_{\text{cuivre}} = 4 \text{ mg/L}$, $C_{\text{chitosane}} = 40 \text{ mg/L}$, $C_{\text{acide linoléique}} = 0,015 \text{ mg/L}$, $C_{\text{phénol}} = 0,25 \text{ g/L}$.

La Figure 4-6 présente l'effet de l'acide linoléique et du phénol sur l'enlèvement du cuivre dans une eau potable chargée de bentonite. L'effet du temps d'agitation a joué un rôle important pour l'enlèvement d'une plus grande quantité de cuivre en présence d'acide linoléique ou de phénol dans l'eau. Le chitosane s'avère donc très efficace pour éliminer le phénol et l'acide linoléique en même temps que le cuivre.

Il n'a pas été possible malheureusement de réaliser des essais avec l'ajout d'acides résiniques dans un mélange eau potable/bentonite. Les acides résiniques totaux, famille chimique la plus importante rencontrée dans l'eau industrielle ont probablement participé aux enlèvements exceptionnels du cuivre. Dans cette famille chimique, l'acide déhydroabiétique était celui dont la concentration dans l'eau usée industrielle était la plus élevée. Les acides résiniques qu'on retrouve dans l'eau usée industrielle sont les diterpènes (composés en C_{20}) de la grande famille des terpènes. Les diterpènes contiennent quatre unités isopréniques et comprennent surtout des dérivés tricycliques dont fait partie les acides résiniques, importants constituants des conifères et de nombreuses substances amères. L'acide abiétique, $C_{20}H_{30}O_2$, est l'acide résinique le plus important et le plus répandu dans la nature. La colophane, résidu solide de la distillation de l'essence de térébentine provient des oléorésines obtenues à partir de *Pinus palustris* et d'autres espèces de *Pinus*. Elle se présente en masses friables dont la couleur varie de brun clair à brun foncé et dont l'odeur résineuse est caractéristique.

4.4 Étude de l'effet des eaux de rinçage et du kérosène

Le chitosane seul ajouté à une concentration de 40 mg/L dans les eaux de rinçage à différentes teneurs dans l'eau potable n'ont pas éliminé le cuivre mais a éliminé la turbidité de façon très faible pour les trois mélanges à des teneurs de 0,05, 0,25 et 0,5% en eau de rinçages. Les émulsions d'acétate de polyvinyle présentes dans ces mélanges ne semblent pas avoir d'affinité avec le chitosane pour éliminer la turbidité et encore moins le cuivre. Cette faible élimination de la turbidité est sûrement due à la présence d'argile à un taux de moins de 10% dans ces mélanges. En revanche, le chitosane a été très efficace pour éliminer la DCO de ces eaux, en particulier dans le cas du mélange eau potable/eau de rinçage à une teneur de 2,5%. Le comportement visco-plastique de ces eaux a probablement empêché le phénol avec le chitosane d'éliminer le cuivre et la turbidité. Les particules colloïdales de la suspension de kérosène présentes dans l'eau potable et le

chitosane ont un effet très positif sur l'enlèvement de la turbidité par coagulation (65,4%). En revanche, l'affinité du chitosane avec cette suspension de kérosène a été mauvaise pour éliminer le cuivre.

4.5 Précision des résultats

Dans l'ensemble, la précision des résultats a été très bonne. Les erreurs commises lors de cette recherche expérimentale peuvent être attribuables aux instruments de mesure utilisés. Elles se situent au niveau des mesures de pH, d'alcalinité et de turbidité ainsi que d'un étalonnage imparfait du spectrophotomètre d'absorption atomique utilisé pour la mesure de l'absorbance. Les autres sources d'erreurs proviennent d'un mélange pas assez homogène des eaux usées, d'une température non-homogène des eaux due à la variation de la température ambiante dans le laboratoire, de la présence de bulles d'air dans les seringues et d'une lecture inexacte sur la burette lors de la mesure de l'alcalinité. L'imprécision du volume de l'échantillon ainsi que l'imprécision de la dilution sont d'autres sources d'erreurs possibles. Des erreurs ont été également commises sur le temps de prélèvement des échantillons une fois la séquence de coagulation-floculation-décantation terminée. Certains essais ont été faits en double, en triple et en quadruple afin de vérifier la reproductibilité des résultats; la différence entre les enlèvements de cuivre dans la plupart des cas vont de l'ordre 1,42% à 10%, ce qui est acceptable comme erreur expérimentale. Ces différences sont attribuables aux erreurs mentionnées ci-dessus. En général, la répétitivité des résultats a été très bonne. Les pourcentages d'erreurs reliés à la précision de l'appareil au niveau de la mesure du pH, de la turbidité et de l'alcalinité sont respectivement de +/- 0,1 unité pH, +/- 8%, +/- 10%.

5. CONCLUSIONS

L'ensemble des essais réalisés au cours de cette recherche permet de conclure que le procédé de coagulation-floculation à l'aide du chitosane est, sous certaines conditions, parmi les moyens les plus efficaces de traitement de l'eau usée pour l'élimination de la turbidité et du cuivre. Le type et la charge de particules présentes dans les eaux usées sont les deux paramètres qui ont une plus grande influence sur la performance du chitosane en tant que coagulant primaire; la DCO, l'alcalinité, les MES et la turbidité sembleraient jouer un rôle important lors de la coagulation-floculation avec le chitosane pour éliminer le cuivre.

Le chitosane utilisé comme coagulant primaire (40 mg/L) a éliminé de façon exceptionnelle le cuivre de l'ordre de 94%, 100% et 100% dans un mélange eau potable avec une eau usée industrielle à des teneurs de 25, 35 et 47%. Les enlèvements de la turbidité ont été respectivement de 91, 97 et 99%. L'essai avec 5 mg/L de chitosane sur une eau potable chargée d'une teneur de 5% d'eau usée industrielle a éliminé 57,7% du cuivre et 93% de la turbidité. Les floccs formés lors de la période de floculation ont été extraordinaires. Les boues déposées étaient composées de strates de couleurs bien distinctes (brun foncé, brun clair, brun-jaune, brun-crème, blanc); le pouvoir tampon de l'eau usée industrielle est très élevé. L'alun a consommé 11% plus d'alcalinité que le chitosane. La complémentarité entre le chitosane et le Pam 703 s'est faite en harmonie durant la période de floculation.

L'efficacité d'élimination du cuivre et de la turbidité par le chitosane augmente en fonction de la concentration de la bentonite dans l'eau potable. Pour un mélange d'eau potable avec 1000 mg/L de bentonite, il y a eu élimination de 90% du cuivre et 99,5% de la turbidité. L'efficacité d'enlèvement du cuivre augmente avec le pH initial. Cette efficacité est d'autant plus élevée pour une eau fortement chargée et à alcalinité élevée

(260 mg/L de bentonite). Le chitosane est efficace pour une gamme étroite de concentrations. L'enlèvement du cuivre et de la turbidité a été maximal pour des concentrations optimales de 1,5 et de 5 mg/L de chitosane respectivement dans un mélange eau potable avec 30 mg/L de bentonite et 4 mg/L de cuivre. Des concentrations optimales de 40 et de 2,5 mg/L de chitosane respectivement ont été obtenues dans un mélange d'eau potable avec 260 mg/L de bentonite et 4 mg/L de cuivre.

La bentonite a contribué à un enlèvement du cuivre et de la turbidité de 37,8% et 94% respectivement dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. La bentonite joue un rôle plus important que le chitosane pour l'élimination du cuivre et de la turbidité dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. Le chitosane a contribué à une élimination supplémentaire de 32% du cuivre; le Pam 703 ajoutée à une concentration de 0,4 mg/L a participé à une élimination du cuivre de 0%. L'ajout d'un électrolyte à une concentration de 10^{-2} M a permis un enlèvement du cuivre de 11% plus élevé que sans ajout d'électrolyte pour une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite. La série d'expériences réalisée sur une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite avec 4 mg/L de zinc a donné d'excellents enlèvements de la turbidité. Les floccs formés avaient une allure exceptionnelle, la décantation a été très rapide et les boues déposés étaient composés de trois strates de couleurs (brun, brun-jaune et jaune-crème).

La présence de phénol dans une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite a permis une élimination du cuivre de 78% par le chitosane. La présence de l'acide linoléique a éliminé 19,7% du cuivre par le chitosane. Le chitosane s'avère également un bon adsorbant. L'enlèvement de la DCO a été de l'ordre de 96,9% par le chitosane pour les essais réalisés sur les mélanges eau potable avec les eaux de rinçages à une teneur de 2,5%. Le chitosane a réussi à enlever 64,5% de la turbidité causée par une solution de kérosène. La solution de chitosane gardée à froid n'a pas été dégradée. Les consommations d'alcalinités sont plus élevées avec l'alun qu'avec le chitosane.

De moins bons résultats ont été obtenus suite à certains essais: Les enlèvements de la turbidité ont été nuls avec l'ajout de 40 mg/L de chitosane pour les mélanges eau potable avec une eau usée industrielle à des teneurs de 2,5, 5 et 10% et pour les mélanges eau potable avec bentonite à des concentrations de 20 et 25 mg/L. Les enlèvements du cuivre ont été faibles. Le chitosane n'est pas efficace dans les eaux faiblement turbides. En général, pour les eaux faiblement turbides, l'ajout d'une concentration très élevée de chitosane a entraîné la formation de floccs filamenteux et fragiles. La décantation s'est faite très difficilement. Les turbidités finales ont été plus élevées que les turbidités initiales; un excès de coagulant a pu entraîner une restabilisation des particules. L'alun a enlevé seulement 58,8% de cuivre dans une eau potable chargée d'une eau industrielle à une teneur de 25%. Lors de l'essai avec le chitosane et le Pam 703, il y a eu un enroulement des floccs autour de la pale de l'agitateur dans un mélange eau potable avec eau usée sanitaire à une teneur de 25%. L'effet d'ajouter 8 mg/L de bentonite pour éliminer le cuivre dans le mélange eau potable avec une eau usée industrielle a été nul, et négligeable dans le mélange eau potable avec une eau usée sanitaire, étant donné la turbidité suffisante de ces eaux. L'effet d'ajouter 0,4 mg/L de Pam 703 dans ces mélanges d'eaux a été nul.

L'élimination du cuivre a été très faible pour des pH inférieurs à 6 avec une eau potable chargée de 260 mg/L de bentonite et à des pH inférieurs à 9 avec une eau potable chargée de 25 mg/L. L'efficacité d'enlèvement du cuivre a varié de 29 à 0% et celui de la turbidité de 59 à 29,6% en fonction de la concentration de chitosane dans une eau potable mélangée avec 30 mg/L de bentonite et avec 30 mg/L de cuivre. L'efficacité d'enlèvement du cuivre a varié de 39 à 11% et celui de la turbidité de 96 à 92% en fonction de la concentration de chitosane dans une eau potable mélangée avec 260 mg/L de bentonite et avec 30 mg/L de cuivre. Ces faibles éliminations du cuivre sont en grande partie attribuées à un changement brusque du potentiel zêta due à une charge ionique très élevée. L'élimination du zinc a été très inférieure à l'élimination du cuivre dans une eau

potable chargée de 260 mg/L de bentonite. L'enlèvement du cuivre et de la turbidité n'a pas été un succès pour les essais sur les différents mélanges d'eaux de rinçage avec l'eau potable. Le type de chitosane (Amersham et Vanson) n'a pas eu d'effet sur l'efficacité d'enlèvement du cuivre et de la turbidité.

Les essais effectués en laboratoire permettent de simuler raisonnablement bien les conditions chimiques qui règnent pendant la coagulation, mais ils simulent moins bien l'écoulement et les conditions hydrauliques pendant l'agitation rapide et la floculation-décantation. Premièrement, il s'agit d'un procédé discontinu plutôt que d'un procédé à écoulement continu; deuxièmement, l'agitation est complètement différente de celle qui est appliquée dans le cas d'une usine d'épuration des eaux usées. En outre, une très faible proportion de l'apport en énergie est transférée à l'eau étant donné que les béciers à fond coniques ne contiennent pas de chicanes.

Enfin, une similitude complète (géométrique, dynamique et cinématique) est requise entre le modèle en laboratoire et le prototype (usine d'épuration) pour pouvoir prédire approximativement l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement du cuivre et de la turbidité à l'échelle réelle à partir des résultats expérimentaux obtenus en laboratoire.

Parmi les nouvelles voies de recherches qui ouvrent cette technologie développée, le chitosane devrait faire l'objet d'autres études dans le futur notamment en ce qui concerne son efficacité pour l'enlèvement simultané d'autres substances polluantes que le cuivre et la turbidité dans les eaux usées ainsi que pour mieux identifier les contraintes et les limites de son efficacité.

Les principales recommandations pour compléter la présente recherche sont résumées de la façon suivante:

- ☺ Mesurer le potentiel zêta des mélanges d'eaux avant et après la séquence de coagulation-floculation-décantation.
- ☺ Évaluer expérimentalement l'interaction des acides résiniques avec le chitosane pour éliminer le cuivre.
- ☺ Faire une série d'expériences en faisant varier la force ionique des eaux (concentration de l'électrolyte) et la viscosité du chitosane
- ☺ Faire varier le régime de mélange ainsi que sa température afin de déterminer les conditions optimales favorisant la coagulation-floculation à l'aide du chitosane.
- ☺ Faire une étude comparative sur le volume de boue produit par le chitosane par rapport à celui produit par l'alun ainsi que sur l'utilisation future de ces boues.
- ☺ Vérifier l'efficacité du chitosane pour l'enlèvement d'autres métaux dans les eaux usées.
- ☺ Réaliser des essais sur des eaux de rinçages provenant d'une usine de traitement de surface.
- ☺ Poursuivre des essais en faisant varier la concentration de chitosane et de cuivre, et le pH à partir des mêmes eaux usées industrielles utilisées dans cette recherche.
- ☺ Le chitosane pourrait être utilisé à titre expérimental à une échelle pilote et ensuite dans un traitement primaire ou tertiaire d'une station d'épuration des eaux usées.
- ☺ Modéliser numériquement le processus de coagulation-floculation-décantation dans un objectif de généraliser les résultats expérimentaux obtenus en laboratoire en utilisant le chitosane et de transposer ces résultats dans le cas d'une usine d'épuration; en outre, ces résultats en laboratoire serviront pour étalonner le modèle numérique.

BIBLIOGRAPHIE

APHA, AWWA, WEF (1995). Standard Methods for the Examination of Water et Wastewater, 19^e édition.

BEAUDRY, J-P. (1984). Traitement Des Eaux. les éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy.

BHATTACHARYA, D., KU, Y. et PETERS, R.W. (1985). Evaluation of Recent Treatment Techniques for Removal of Heavy Metals from Industrial Wastewaters, AIChE Symp. Ser. Separation of Heavy Metals et Other Trace Contaminants, 31(10), 165-203.

BRIERE, F.G., Théorie de la chimie des eaux, (1992). École Polytechnique de Montréal, 190 p.

BRZESKI, M. (1987). Chitin et Chitosan-Putting Waste to Good Use, Infofish International.

BROUSSIGNAC, P. (1968). Un Haut Polymère Peu Connue dans l'Industrie: le Chitosane, Chimie et industrie, génie chimique.

BYRNES BROWER, J., RYAN, R., et PAZIRETEH, M. (1997) Comparison of Ion Exchange Resins et Biosorbents for the Removal of Heavy Metal from Plating Factory Wastewater, Environmental Science et Technology, 31(10), 2910-2914.

CARSON, B. L., ELLIS, H. V. et McCANN, J. L. (1987). Toxicology and biological monitoring of metals in humans. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA, 328 p.

CHIHPIN, H. et CHEN, Y. (1996). Coagulation of Colloidal Particles in Water by Chitosan, Journal of Chemical Technology et Biotechnology, 227-232.

CIULLO, P.A. (1996). Industrial Minerals et their Uses, A Handbook and Formulary.

COUGHLIN, R.W., DESHAIES M.R. et DAVIS, E.M., (1990). Chitosan in crab shells wastes purifies electroplating waste water, Environmental Progress, 9(1), 35-39.

DAVIS, J. A. (1984). Complexation of trace metals by adsorbed natural organic matter. Geochim. Cosmochim. Acta, 48, 679.

DESJARDINS, R. (1990) Le Traitement des Eaux, Éditions de l'École Polytechnique, 2^{ème} édition.

DOMARD, A., (1987). pH et C.D. measurements on a fully deacetylated chitosan: application to Cu^{II} -polymer interactions. International Journal of Biological Macromolecules, IPC Science et Technology Press.

DURAND-PIANA, G., LAFUMA, F., and AUDEBERT, R. (1987). Flocculation et Adsorption Properties of Cationic Polyelectrolytes toward Na-Montmorillonite Dilute Suspensions, Journal of Colloid et Interface Science, 119(2).

ECKENFELDER W.W. (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Technique & documentation Lavoisier, 503 p.

EIDEN, C.A., JEWELL, C.A. et WIGTHMAN, J.P. (1980). Interaction of lead and chromium with chitin and chitosan, J. appl. Polym. Sci., 25, 1587-1599.

EDELINE, F., (1985). L'Épuration Physico-Chimique Des Eaux, Théorie et Technologie, cebedoc, Liège, Belgique, Tec & Doc Lavoisier, 121 p.

EMSLEY, J (1993). Les Éléments Chimiques. Polytechnica, 60-61.

ENVIRONNEMENT CANADA (1994), Rapport Sommaire: inventaire national des rejets de polluants. Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 16-20.

FETTIG, J., RATNAWEERA, H.C. et ODEGAARD, H. (1988). Coagulation of Wastewater by Synthetic Organic Polymers, Norsh Hydroteknish Lab., Trondheim (Norway), 86 p.

FURURKAWA, D. H. (1974). Removal of heavy metals from water using reverse osmosis, Proc. Conf. on Traces of Heavy Metals in Water Removal Processes and Monitoring, Princeton University, NJ, November 15-16, 1973, EPA-902/9-74-001, U.S. Environmental Protection Agency, 180.

HAMILTON, A. C. (1997). Acid Sulfate and Pyrophosphate Copper Plating. Plating et Metal Finishing, 47-49.

HIRANO, S. (1986). Chitin et Chitosan. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, 5^{ème} édition, A6, 231-232.

HUANG, T-C. et LI-MING HAN, S. (1977). Chitin, Chitosan et Shellfish-Shell Powders As Adsorbents For Heavy Metal Ion From Aqueous Solutions, Acta Oceanographica Taiwanica, Science Reports of the National Taiwan University, 7, 56-63.

JANSSON-CHARRIER, M., GUIBAL, E., ROUSSY, J., DELANGHE, B. and LE CLOIREC, P. (1995). Vanadium (IV) Sorption By Chitosan: Kinetics et Equilibrium. Water Ressource, 30(2), 465-475.

JOHNSON, R.A. et GALLANGER, S.M. (1984). Use of Coagulants to Treat Seafood Processing Wastewaters. Journal of the Water Pollution Control Federation, 56, 970-976.

JUN, H.K., KIM, J.S., NO, H.K. and MEYERS, P. (1994). Chitosan as a Coagulant for Recovery of Proteinaceous Solids from Tofu Wastewater. Journal of Agriultural et Food Chemistry, 42(8), 1834-1838.

KAWAMURA, S. (1991). Effectiveness of Natural Polyelectrolytes in Water Treatment. Journal of the American Water Works Association, 88-91.

KRISHNAN, E. R., UTRECHT, P. W., PATKAR, A. N., DAVIS, S. J., POUR, S. G. and FOERST, M. E. (1993). Recovery of Metals from Sludges et Wastewaters, Pollution Technology Review N°.207, ndc, New Jersey, USA.

LAVOIE, A. (1985). Traitement Tertiaire des Eaux Usées par Scenedesmus obliquus. Thèse de Doctorat, Université Laval.

LEVESQUE, M. (1995). Extraction et Caractérisation de la Chitine des Résidus de la Transformation Industrielle des Crustacés, Mémoire de maîtrise, Université Laval.

LOPEZ DE ALBA P. L., URBINA B. et LOPEZ MARTINEZ L. (1989). Estudio Espectrofotométrico de la Interaccion de Algunos Iones Metálicos Coloreados y Quitosano en Solution Acuosa. Bol. Soc. Chil. Quim., 34, 165-172.

LOWER, E. D. (1984). Polymers from the Sea Chitin et Chitosan. *Manufacturing Chemist*, 55(10), 47-49.

MAESSEN, O., FREEDMAN, B. et MCCURDY, R. (1985). Metal mobilization in home well water systems in Nova Scotia. *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(6), 73.

MALLEVIALLE, J., BRUCHET, A. et FIESSINGER, F. (1984). How Safe are Organic Polymers in Water Treatment?. *Journal of the American Water Works Association-Research & Technology* .

METCALF & EDDY (1991). *Wastewater Engineering*, Third Edition, McGraw-Hill, Inc.

MCKAY, G., BLAIR, H.S. et FINDON, A. (1989). Equilibrium Studies for the Sorption of Metal Ions Onto Chitosan. *Indian Journal of Chemistry*, 28A, 356-360.

MILAZZO, A. (1982). Prospective di utilizzazione del chitosano, come flocculante negli effluenti industriali della lavorazione dei gamberi. *Rivista di Merceologia*, 21(4), 349-354.

MOORE, J. W. (1990). Inorganic Contaminants of Surface Water (Research et Monitoring Priorities), *Spinger-Verlag*, 109-123

MURCOTT, S. et HARLEMAN, D.R.F. (1991). Chitosan, Metal Salt, et Polyacrylamide Jar Tests at the Gloucester Water Pollution Control Facility. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge (USA), Rapport Technique, 75 p.

MURCOTT, S. et HARLEMAN, D.R.F. (1992). The Efficacy of Chitosan and Other Natural Polymers in Removing COD, TSS, Heavy Metals et PAHs from Municipal

Wastewater at Deer Island. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge (USA), Rapport Technique, 71 p.

MURCOTT, S. et HARLEMAN, D.R.F. (1992). Jar Tests of the Natural Polymer Chitosan. American Water Works Association.

MURCOTT, S. et HARLEMAN, D.R.F. (1993). MIT Jar Tests of Wachusett Reservoir Water Using the Natural Polymer Chitosan with Bentonite. Massachusetts Institute of Technology, Cambridge (USA), Rapport Technique, 47 p.

MUZZARELLI, R.A.A. (1973). Natural Chelating Polymers, Pergamon Press, Oxford, 96 p.

MUZZARELLI, R.A.A. (1977). Chitin, Pergamon Press, New York.

MUZZARELLI, R.A.A. (1983). Chitin et its derivatives: New Trends of Applied Research", Carbohydrate Polymers, 3, 53.

MUZZARELLI, R.A.A., JEUNIAUX, C. et GOODAY, G.W. (1986). Kinetics of Copper Uptake on Chitosan. Plenum Press, New York et London, 559-565.

NAS (National Academy of Sciences). (1977). Drinking water and health, vol. 5, U.S. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

ONSOYEN, E. et SKAUGRUD, O. (1990). Metal Recovery Using Chitosan, Journal of Chemical Technology et Biotechnology, 49(2), 395-404.

PARK, J.W. et PARK, M.O. (1984). Mechanism of Metal Ion Binding to Chitosan in Solution. Cooperative Inter-et Intramolecular Chelations. Bulletin of the Korean Chemical Society, 5(3), 108-111.

PATTERSON, J. W. (1985). Industrial Wastewater Treatment Technology, second edition, 91-108.

PEPPER, I. L., GERBA, C. P., et BRUSSEAU, M. L. (1996). Pollution Science, Academic Press.

PENINSTON, Q. P. et JOHNSON, E. L. (1970). Method for Treating an Aqueous Medium with Chitosan et Derivatives of Chitin to Remove an Impurity, U.S. Pat.3,533,940,1-14.

RINAUDO, M. et DOMARD, A. (1989). Solution Properties of Chitosan, Sources, Chemistry, Biochemistry, Physical Properties et Applications, ed.G. Skjak-Braek, T.Anthonsen & P.Sandford. Elsevier Applied Science, London and New York, 71-86.

ROSS, J. S. (1964). Bentonite in Canada, Departement of Mines et Technical Surveys, Ottawa, Mines Branch Monograph 873.

SALOMONS, W., FORSTNER, U. and MADER, P. (1995). Heavy Metals-Problems and Solutions. Springer.

SANTE ET BIEN-ETRE SOCIAL CANADA. (1989). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada.

SCHOCK, M. R. and CHESTER, H. N. (1988). Trace metal contamination from brass fittings, J. Am. Water Works Assoc., 80(11), 47.

SANDFORD, P.A. (1989). Chitosan: Commercial Uses et Potential Applications, In Chitin et Chitosan, Sources, Chemistry, Biochemistry, Physical Properties and Applications, ed. G. Skjak-Braek et al., Anthonsen et P. Sandford. Elsevier Applied Science, London et New York, 51-69.

SANTÉ ET BIEN ÊTRE SOCIALE CANADA (1994), Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada, Manuel de production d'eau potable, Hygiène Canada, 411 p.

SAWYER, C. N., MCCARTY, P. L. and PARKIN, G. E. (1994). Chemistry for Environmental Engineering, McGraw-Hill, Inc., New York, fourth edition, 634.

SIEVERS, D.M., JENNER, M.W. et HANNA, M. (1994). Treatment of Dilute Manure Wastewaters by Chemical Coagulation, Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, 37(2), 597-601.

SIGWORTH, E. A. et SMITH, S. B. (1972). Adsorption of inorganic compounds by activated carbon, J. Am. Water Works Assoc., 64(6), 386.

SINGER, P. C., DEMPSEY, B. A., DAVIS, J. A., PISARCZYK, K., CORNWELL, D. A., DART, D. J., HOFFMAN, M. R., HUANG, C. P., MINEAR, R. A., ROBINSON, B., SUNG, W. et THEIS, T. L. (1988). A review of solid-solution interactions and implications for the control of trace organic materials in water treatment. J. Am. Water Works Assoc., 80(10), 56.

STOVER, E. L. et KINCANNON, D. F. (1983). Contamination groundwater treatability-A case study, J. Am. Water Works Assoc., 75(6), 292.

TRACHY, G. (1994). Caractérisation du Chitosane. Mémoire de maîtrise, Université Laval.

WADA, S., ICHIKAWA, H. et TATSUMI, K. (1995). Removal of Phenols and Aromatic Amines from Wastewater by a Combination Treatment with Tyrosinase et a Coagulant, Biotechnology et Bioengineering, 45, 394-309.

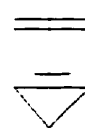
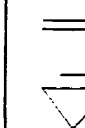
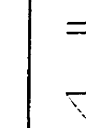
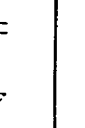
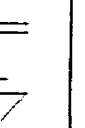
UDAYBHASKAR, P., IYENGAR, L. ET PRABHAKARA RAO, A.V.S. (1990). Hexavalent chromium interaction with Chitosan. Journal of Applied Polymer Science, 39, 739-747.

VANSON CHEMICAL CIE. (1997). Metal Holding Capacity of Chitosan.

YANG, T. C. et ZALL, R. R. (1984). Adsorption of Metals by Natural Polymers Generated from Seafood Processing Wastes, Ind. Eng. Chem. Prod. Res. Dev., 23, 168-172.

ANNEXE
TABLEAUX DES RÉSULTATS BRUTS

Tableau A-1: Influence de l'eau usée sanitaire (eau domestique) sur l'enlèvement du cuivre

Béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6
						
pHi mélange	7,15	7,10	7,14	7,10	7,14	7,14
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	121,5	121,5	121,5	121,5	121,5	121,5
Temp. (°C)	25	25	25	25	25	25
Cuivre (mg/L)	4,21	4,21	4,21	4,21	4,11	4,11
pH* après ajout Cu. (8 mL)	5,69	5,68	5,64	5,68	-	-
Cbento. (mg/L)	-	8	-	-	-	-
Cchito. ou Calun (mg/L)	40	40	40	7	40	40
CPam 703 (mg/L)	-	-	0,4	0,4	-	0,4 mg/L Percol 727
pH final	5,27	5,27	5,20	5,14	5,12	5,22
Cuivre final (mg/L)	2,64	2,50	2,65	2,07	2,72	2,78
% enl. cuivre	37,3	40,7	37,1	50,8	33,9	32,3
alc. f. (mg/L CaCO ₃)	50	36	32	12	-	-

Rendement(%) de l'enlèvement du cuivre = $(4,21 - X)/4,21 * 100$ et $(4,11 - X)/4,11 * 100$ pour les deux dernières colonnes

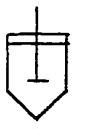
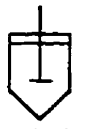
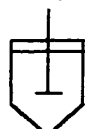
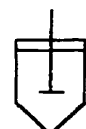
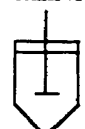
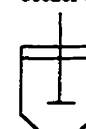
Tableau A-2: Influence de l'eau usée industrielle sur l'enlèvement du cuivre

Béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6
						
alc.i. mélange (mg/L CaCO ₃)	254	254	254	254	254	254
pHi mélange	7,17	7,24	7,09	7,17	7,16	7,28
Temp. du mélange (°C)	26	26	26	26	26	26
Cuivre (mg/L)	4,09	4,09	4,09	4,09	4,09	4,09
pH* après ajout du Cu (8 mL)	6,37	6,42	6,44	6,42	6,47	6,52
acide acétique (1%) (mL)	-	-	-	-	12	12
pH** de l'eau après ajout de l'a.a.	-	-	-	-	6,14	6,17
Cbentonite (mg/L)	-	8	-	-	-	-
Cchito. ou Calun (mg/L)	40	40	40	7 mg/L alum	40	40
CPAM 703 (mg/L)	-	-	0,4	0,4	-	0,4
pH final	6,32	6,33	6,32	6,29	oublié	oublié
Cuivre final (mg/L)	0,260	0,248	0,248	1,684	0,248	0,248
% enl. du cuivre	94	94	94	58,8	94	94
alc. f. (mg/L de CaCO ₃)	165	150	163	152	119	122

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,09 - X)/4,09 * 100$

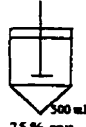
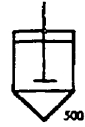
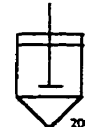
N.B. Il est à noter que pour tous les séries d'essais, un témoin a été fait dans les mêmes conditions que les essais. Le témoin était constitué de 2L d'eau potable avec 4 mg/L de cuivre. C'est à partir du témoin que la concentration exacte de cuivre injectée a été déterminé par absorption atomique.

Tableau A-3: Influence de la bentonite sur l'enlèvement du cuivre

béchers de 2000 mL	bécher #1  eau de robinet.	bécher #2  eau de robinet.	bécher #3  eau de robinet.	bécher #4  eau de robinet.	bécher #5  eau de robinet.	bécher #6  eau de robinet.	bécher #7  eau de robinet.	bécher #8  eau de robinet.
Cbent (mg/L)	25	30	35	40	45	50	55	45
alc. (mg/L CaCO ₃)	90,13	90,15	90,18	90,2	90,3	90,45	90,6	
pHi mélange	7,05	7,03	7,05	7,05	7,05	7,03	7,05	7,03
turbi. (utn)	7	8	9,6	11	12	13	15	11,8
Ccuivre A. (mg/L)	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36	4,36
pH* après ajout cuivre	4,5	4,5	4,5	4,5	3,55	3,55	3,55	3,55
Cchito. (mg/L)	40	40	40	40	40	40	40	40- (14/11/96)
CPam 703 (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	<4,5	<4,5	<4,5	<4,5	<4,5	<4,5	<4,5	<4,5
turbf. (utn)	7,14	7,54	7,99	9,17	9,12	11,2	11,6	10,3
% enl. turbidité	-	5,63	15	14,3(E)	22,7	12,5(E)	22,2(E)	12,7(E)
Ccuivre finale (mg/L)	4,1830	4,077	3,7713	3,7314	3,6252	3,5986	3,5322	3,7713
% enlèvement cuivre	3,96	6,40	13,42	14,33	16,77	17,38	18,91	13,42
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	nulle	nulle	nulle	nulle	nulle	nulle	nulle	nulle

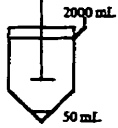
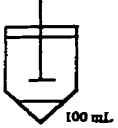
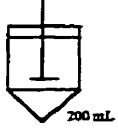
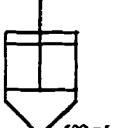
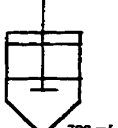
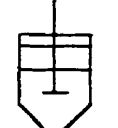
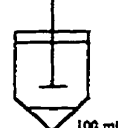
Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,36 - X) / 4,36 \cdot 100$

Tableau A-4: Influence de la charge d'une eau usée sanitaire (eau domestique) et industrielle

Béchers de 2000 mL	bécher #1  25 % eau domestique	bécher #2  10 % eau domestique	bécher #3  25 % eau industrielle	bécher #4  10 % eau industrielle
turbidité initiale (utn)	15,9	5,51	48,5	19,9
pHi mélange	7,38	7,45	6,84 >	7,11
Ccuivre (mg/L)	4,19	4,19	4,19	4,19
pH après ajout du cuivre	7,03	6,97	6,84	6,89
Cchito. (mg/L)	40	40	40	40
CPAM 703 (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	6,53	6,46	6,47	6,42
turbidité final (utn)	9,58	5,17	11	28,7
% enl. turbidité	39,8	6,2	77,3	-
Ccuivre final (mg/L)	3,70	3,99	0,226	3,65
% enl. cuivre	11,7	4,73	94,6	12,9

Rendement d'enlèvement de cuivre (%) = $(4,19 - X) / 4,19 \cdot 100$

Tableau A-5: Variation de la charge de la teneur de l'eau usée industrielle

Béchers de 2000 mL	bécher #1  2000 mL 50 mL 2.5 % em. industrielle	bécher #2  2000 mL 100 mL 5 % em. industrielle	bécher #3  2000 mL 200 mL 10 % em. industrielle	bécher #4  2000 mL 500 mL 25 % em. industrielle	bécher #5  2000 mL 700 mL 35 % em. industrielle	bécher #6  2000 mL 935 mL 47 % em. industrielle	bécher #7  2000 mL 100 mL 5 % em. industrielle
turbidité initiale (utn)	5,4	9,2	20,8	47,1	64,5	98,7	12,5
alci (mg/L CaCO ₃)	109	128	166	280	356	447	128
pHi	7,35	7,12	6,96	6,82	6,80	7,35	7,41
C _{cu} (mg/L)	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16
pH après ajout Cu	-	6,91	6,92	6,80	6,86	7,24	6,98
C _{chito.} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	40
C _{PAM703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHf	6,08	6,16	6,24	6,27	6,33	6,65	6,98
Turbidité finale(utn)	7,61	12,2	22,6	4,35	2,26	1,38	0,87
% enl. turb.	-	-	-	90,8	96,5	98,6	93
C _{cu} finale (mg/L)	3,90	3,87	3,80	0,623	0	0	1,76
% d'enl. de cuivre	6,44	6,96	8,84	94	100	100	57,7
Alc.f(mg/L CaCO ₃)	77	86	107	158	193	233	93

Rendement d'enlèvement de cuivre(%) = $(4,16 - X) / 4,16 \cdot 100$

Tableau A-6: Effet de la concentration initiale de la bentonite

Béchers de 2000 mL	bécher #1 	bécher #2 	bécher #3 	bécher #4 	bécher #5 	bécher #6 	bécher #7 	bécher #8 
C _{bentonite} (mg/L)	25	30	35	40	50	100	30	30
turb.init.(utn)	7	8	9,6	11	13	27	8	8
pHi ajusté	7,12	7,25	7,23	7,14	7,65	7,63	7,37	7,38
C _{cuivre} (mg/L)	4,19	4,19	4,19	4,19	4,19	4,19	4,19	4,19
pH après ajout Cu.	6,47	6,47	6,47	6,47	6,47	6,47	6,47	6,47
C _{chito.} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	5	15
C _{PAM 703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	6	6	6	6	6,39	6,46	6,72	6,72
turb.f. (utn)	7,78	5,81	2,96	3,48	12,8	10,8	1,58	5,36
% enl.turb.	-	27,4	69,2	68,4	1,54 (E)	60(E)	80,3	33
C _{cuivre} final (mg/L)	3,73	3,68	4,07 (E)	3,50	3,71(E)	2,36	2,26	2,35
% enl.cuivre	10,9	12,1	2,82(E)	16,4	11,4(E)	43,7	46	43,9

Rendement d'enlèvement de cuivre (%) = $(4,19 - X) / 4,19 \cdot 100$

Tableau A-7: Influence de la concentration initiale de la bentonite

Béchers de 2000 mL	bécher #1  4 mL	bécher #2  8 mL	bécher #3  16 mL	bécher #4  32 mL	bécher #5  40 mL	bécher #6  52 mL	bécher #7  8 mL	bécher #8  52 mL	bécher #9  témoin
$C_{bentonite}$ (mg/L)	20	40	90	160	200	260	40	260	témoin
turb.i. (utn)	4,80	10,3	28,8	52,7	71,4	91,5	11,2	101	0,44
alc.i. (mg/L de $CaCO_3$)	90,4	90,02	90,5	90,8	91	91,3	90,02	91,3	-
pHi mélange	7,49	7,50	7,50	7,52	7,50	7,50	7,44	7,43	7,36
pH ajusté avec H_2SO_4 5N	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14	7,14
C_{cuivre} (mg/L)	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16	4,16
pH après ajout Cu.	6,85	6,83	6,84	6,94	6,94	6,94	6,60	6,60	6,76
C_{chito} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	5	5	-
$C_{PAM\ 703}$ (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-
pHfinal	6,06	6,06	6,13	6,13	6,13	6,13	6,77	6,83	7,14
turb.fin. (utn)	5,51	3,83	7,09	5,93	3,98	3,68	2,63	2,80	1,19
% enl.turbidité	0	62,8	75,4	88,8	94,4	96	2,63	2,80	1,19
$C_{cuivre\ finale}$	4,01	4,12	3,32	2,13	1,75	1,27	3,25	2,39	4,16
% enl.cuivre	3,75	1,08	20,4	48,8	58	70	22	42,7	-
alc.f. (mg/L $CaCO_3$)	58	62	59	62	62	60	75	73	73

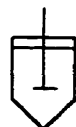
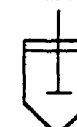
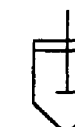
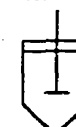
Rendement de l'enlèvement de cuivre(%) = $(4,16 - X) / 4,16 \times 100$

Tableau A-8: Effet de la concentration initiale de bentonite

Béchers de 2000 mL	bécher #1  60 mL	bécher #2  68 mL	bécher #3  76 mL	bécher #4  84 mL	bécher #5  100 mL	bécher #6  52 mL	bécher #7  52 mL	bécher #8  témoin
$C_{bentonite}$ (mg/L)	300	340	380	420	500	260	260	Témoin
turb.i. (utn)	108	147	156	173	243	96,7	91,7	0,91
alc.ini. (mg/L $CaCO_3$)	91,5	91,7	91,9	92,1	92,5	91,3	91,3	90
pHi mélange	7,57	7,45	7,47	7,49	7,49	7,59	7,57	7,54
pHi ajusté	7,19	7,24	7,22	7,21	7,15	7,09	7,21	7,54
C_{cuivre} (mg/L)	3,93	3,93	3,93	3,93	3,93	3,93	3,93	3,93
pH après ajout Cu.	6,84	6,95	6,93	6,91	6,91	6,79	7,01	7,12
C_{chito} ou C_{chitos}	40	40	40	40	40	7 mg/L ahum	-	-
$C_{PAM\ 703}$	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-
pHfinal	6,17	6,22	6,17	6,20	6,13	5,98	7,01	7,12
turb.f. (utn)	5,20	4,76	4,90	5,25	3,75	1,47	4,90	1,20
% enl. turbidité	95,2	96,8	96,9	97	98,5	98,5	94,7	-
$C_{cuivre\ finale}$	0,789	0,736	1,58	0,655	0,535	0,816	2,06	3,93
% enl.cuivre	79,9	81,3	59,9	83,3	86,4	79,3	47,6	-
alc. f. (mg/L $CaCO_3$)	-	46,8	50	52	50	49	72	78

Rendement d'enlèvement du cuivre(%) = $(3,93 - X) / 3,93 \times 100$

Tableau A-9: Effet de la concentration initiale de bentonite

béchers de 2000 mL	bécher #1  120 mL	bécher #2  140 mL	bécher #3  160 mL	bécher #4  180 mL	bécher #5  200 mL	bécher #6  52 mL	bécher #7  témoin
C _{bentonite} (mg/L)	600	700	800	900	1000	260	Témoin
turb.i. (utn)	291	344	413	470	538	99,8	0,40
alc.i.(mg/LCaCO ₃)	93	93,5	94	94,5	95	91,3	90
pHi mélange	7,95	8,05	8,09	8,12	8,19	7,79	7,64
pHajusté	6,79	7,19	6,81	7,00	7,02	7,00	7,07
C _{cuivre} (mg/L)	3,82	3,82	3,82	3,82	3,82	3,82	3,82
pH après ajout Cu.	6,67	6,84	6,62	6,79	6,76	6,74	6,77
C _{chito.} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	-
C _{PAM703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-
pH final	6,12	6,21	6,10	6,16	6,14	6,12	7,02
turb.f.(utn)	2,71	3,13	3,73	3,69	2,54	7,49	0,55
% enl.turbidité	99,1	99,1	99,1	99,2	99,5	92,5	-
C _{cuivre finale} (mg/L)	0,681	0,607	0,570	0,458	0,384	1,50	3,82
% enl.cuivre	82,2	84,1	85,1	88	89,9	60,7	-
alc. f. (mg/L CaCO ₃)	59,6	54	51	51	54	76	-
prélèvement (mL)	500	500	> 500	500	500	500	-

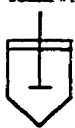
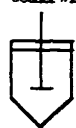
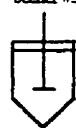
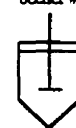
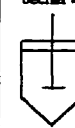
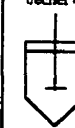
Rendement d'enlèvement de cuivre (%) = $(3,82 - X) / 3,82 \times 100$

Tableau A-10: Effet du pH initial

béchers de 2000 mL	bécher #1 	bécher #2 	bécher #3 	bécher #4 	bécher #5 	bécher #6 	bécher #7 	bécher #8 	bécher #9  témoin
C _{bentonite} (mg/L)	25	25	25	25	25	25	25	25	-
turb.init.(utn)	7	7	7	7	7	7	7	7	0,4
pHi eau robinet	7,42	7,42	7,36	7,4	7,4	7,4	7,4	7,36	7,35
C _{cuivre} (mg/L)	4,24	4,24	4,24	4,24	4,24	4,24	4,24	4,24	4,24
pH après ajout Cu.	6,84	6,77	6,84	6,24	6,24	6,29	6,29	6,80	6,95
pH ajusté	3,2	4,59	6,05	6,53	7,02	7,50	8,25	9,12	7,03
C _{chito.} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	40	40	-
C _{PAM703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-
pHfinal	3,45 (E)	4,24	5,30	6,13	6,32	6,15	6,51	7,49	7,00
turb. f. (utn)	10,2	9,56	7,57	6,35	7,32	8,33	5,86	7,85	2,32
% enl.turbidité	-	-	-	9,3	-	-	16,3	-	-
C _{cuivre finale} (mg/L)	4,24	4,22	4,05	4,07	3,89	3,83	3,49	2,45	4,24
% enl.cuivre	0	0,613	4,6	3,98	8,25	9,81	17,7	42,2	-

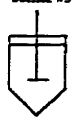
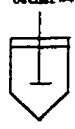
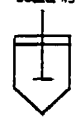
Rendement = $(4,24 - X) / 4,24 \times 100$

Tableau A-11: Influence du pH initial

béchers de 2000 mL	bécher #1  52 mL	bécher #2  52 mL	bécher #3  52 mL	bécher #4  52 mL	bécher #5  52 mL	bécher #6  52 mL	bécher #7  52 mL	bécher #8  Témoins
C _{carbonate} (mg/L)	260	260	260	260	260	260	260	-
turb.i. (utn)	107	104	102	109	107	98,8	109	0,61
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	90
pHi mélange	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66
pHajusté - H ₂ SO ₄ 5N	1,17	2,08	2,22	3,51	5,27	6,25	6,98	7,23
C _{cuivre} (mg/L)	4,23	4,23	4,23	4,23	4,23	4,23	4,23	4,23
pH après ajout cuivre	1,09	1,97	2,94	3,64	4,26	5,11	6,13	7,23
C _{chito} (mg/L)	40	40	40	40	40	40	40	-
C _{PAM 703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-
pH _{final}	1,21	2,09	2,68	3,72	4,35	5,53	4,21	6,98
turb.f. (utn)	10,2	13,2	2,79	4,38	4,42	6,01	3,53	1,06
% enl.turbidité	90,4	87,3	97,3	96	96	94	97	4,23
% enl.cuivre	0	0,30	1,20	3,30	3,90	5,69	40,1	-
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	-	-	-	-	26	76	78	90

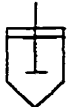
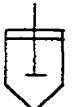
Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,23 - X)/4,23 \times 100$

Tableau A-12: Effet du type de chitosane

béchers de 2000 mL	bécher #1  52 mL	bécher #2  52 mL	bécher #3  52 mL	bécher #4  52 mL	bécher #5  52 mL	bécher #6  52 mL	bécher #7  52 mL	bécher #8  52 mL	bécher #9  Témoins
C _{carbonate} (mg/L)	25	25	25	260	260	260	150 mg/L Kérosène	260	-
turb.i. (utn)	7,87	7,59	7,51	96,6	103	103	70	105	-
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	90,1	90,1	90,1	91,3	91,3	91,3	-	91,3	-
pHi mélange	7,78	7,78	7,78	7,95	7,95	7,95	7,70	7,95	-
pHajusté - H ₂ SO ₄ 5N	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C _{cuivre} (mg/L)	4,29	4,29	4,29	4,29	4,29	4,29	4,29	4,29	4,2892
pH après ajout Cu	6,89	6,89	6,89	6,92	6,92	6,92	6,79	6,92	-
C _{chito} (mg/L)	40-A	-	7 mg/L alun	-	40-V	40-V	40-A	40-A	-
C _{PAM 703} (mg/L)	-	0,4	0,4	0,4	-	0,4	-	-	-
turb.f. (utn)	7,62	1,77	1,15	1,56	2,22	2,50	24,2	10,6	-
% enl.turbidité	3,18	76,7	84,7	98,4	97,8	96,6	65,4	89,9	4,2892
C _{cuivre finale} (mg/L)	4,678	2,359	3,998	2,758	2,272	2,163	4,544	1,312	-
% enl.cuivre	-	45	6,798	35,69	47,025	49,58	-	72,24	-
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	58	35	71	77	53	54	42	64	90

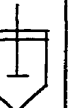
Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,29 - X)/4,29 \times 100$

Tableau A-13: Effet de la concentration du chitosane

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8
								
C _{carbonate} (mg/L)	30	30	30	30	30	30	30	30
turb.i. (utn)	8,39	8,67	8,64	9,18	8,63	8,67	8,90	8,50
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2
pHi mélange	7,33	7,33	7,33	7,33	7,33	7,33	7,33	7,33
pHajusté-H ₂ SO ₄ 5N	6,82	6,82	6,5	6,82	6,82	6,82	6,82	6,82
C _{cuivre} (mg/L)	4,52	4,52	4,52	4,52	4,52	4,52	4,52	4,52
pH après ajout Cu.	6,58	6,58	6,43	6,58	6,58	6,58	6,58	6,58
Cchito. (mg/L)	0,5	1,5	2,5	5	15	30	40	7 mg/L alun
CPAM 703 (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	6,74	6,66	6,57	6,55	6,36	6,21	5,93	5,86
turb.f.(utn)	0,86	0,73	1,05	1,36	2,86	5,21	6,08	2,16
% enl.turbidité	89,7	91,6	87,8	85,2	66,9	39,9	31,7	74,6
% enl.cuivre	18,6	24,1	2,2(E)	23,8	10,2	4,33	4,02	48,6
alc.f.(mg/L CaCO ₃)	76	74	74	72	70	70	67	40

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,52 - X)/4,52 \cdot 100$

Tableau A-14: Effet de la concentration du chitosane

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8	bécher #9	bécher #10
										
C _{carbonate} (mg/L)	260	260	260	260	260	260	260	260	260	-
turb.i. (utn)	93	95,7	93,8	96,5	93,2	92,5	91,5	91,1	88,3	87,4
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3
pHi mélange	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53	7,53
pHajusté-H ₂ SO ₄ 5N	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07	7,07
C _{cuivre} (mg/L)	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31	4,31
pH après ajout Cu.	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90	6,90
Cchito. (mg/L)	0,5	1,5	2,5	5	15	30	40	60	7 mg/L alun	-
mL de chitosane	0,1	0,3	0,5	1	3	6	8	12	2,4	-
CPAM 703 (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	6,8	6,76	6,72	6,64	6,39	6,08	6,01	5,85	6,01	6,85
turb.f.(utn)	2,19	2,03	1,55	2,58	2,49	3,08	3,4	5,71	2,68	14,2
% enl.turbidité	97,6	97,9	98,3	97,3	97,3	96,7	96,3	93,7	96,9	83,7
C _{cuivre} finale(mg/L)	2,491	2,491	2,477	2,435	2,044	1,162	0,813	1,442	0,673	2,771
% enl.cuivre	42,2	42,2	42,5	43,5	52,6	73,0	81,1	66,5	84,4	35,7
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	76	75	75	71	69	60	58	49	40	76

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,31 - X)/4,31 \cdot 100$

Tableau A-15: Effet du type de chitosane

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8
								
C _{carbonate} (mg/L)	260	260	260	260	260	30	30	30
turb.i. (un)	80,4	77,6	82,1	80,0	79,5	7,57	7,78	7,73
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3
pH _i mélange	7,45	7,45	7,45	7,45	7,45	7,48	7,48	7,48
pH _{ajusté} - H ₂ SO ₄ 5N	7,02	7,02	7,02	7,02	7,02	6,91	6,91	6,91
C _{cuivre} (mg/L)	4,56	4,56	4,56	4,56	4,56	4,56	4,56	4,56
pH après ajout Cu.	6,58	6,58	6,58	6,58	6,58	6,47	6,47	6,47
C _{chito.} (mg/L)	40-V	40-A	40-A	40-A	40-V	0,5-V	0,5-V	0,5-A
C _{PAM 703} (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pH _{final}	5,95	5,95	5,95	6,00	5,95	6,78	6,64	6,52
turb.f. (un)	3,3	3,47	4,29	3,24	2,095	3,92	1,17	1,13
% _{enl.} turbidité	95,90	95,53	94,77	95,95	97,36	48,22	84,96	85,05
C _{cuivre finale} (mg/L)	1,625	1,458	1,049	0,960	1,397	3,929	4,096	4,08
% _{enl.} cuivre	64,41	68,06	77,03	79,02	69,39	13,84	10,29	10,62
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	68	69	69	69	68	81	81	80

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,56 - X)/4,56 * 100$

Tableau A-16: Effet de la concentration du chitosane.

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8
								
C _{carbonate} (mg/L)	260	260	260	260	260	30	30	30
turb.i. (un)	104	106	107	102	113-114	102	103	111
alc.i. (mg/L CaCO ₃)	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3
pH _i mélange	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5	7,5
pH _{ajusté} - H ₂ SO ₄ 5N	7	7	7	7	7	7	7,27	7,10
C _{cuivre} (mg/L)	27,78	27,78	27,78	27,78	27,78	27,78	27,78	27,78
pH après ajout Cu.	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5	6,5
C _{chito.} (mg/L)	0,5	5	15	30	40	70	0,5	-
mL de chitosane	0,1	1	3	6	8	14	0,1	-
C _{PAM 703} (mg/L)	0,5	5	15	30	40	70	0,5	-
pH _{final}	6,48	6,44	6,34	6,27	6,11	5,71	6,33	6,5
turb.f. (un)	3,86	5,5	4,45	3,95	6,12	8,44	3,82	7,03
% _{enl.} turbidité	95,29	94,81	95,84	96,13	94,63	91,73	96,29	93,67
C _{cuivre finale} (mg/L)	18,36	19,11	22,6	25,48	26,84	26,62	18,20	15,55
% _{enl.} cuivre	33,91	31,12	18,65	8,28	3,38	4,18	34,38	34,48
alc.f. (mg/L CaCO ₃)	58	60	64	66	68	62	59	60

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(27,78 - X)/27,78 * 100$

N.B. Il est à noter que des témoins (2L d'eau potable) avec 30 mg/L de cuivre ont été réalisés. C'est à partir du témoin que la concentration exacte de cuivre injectée a été déterminé par absorption atomique.

Tableau A-17: Effet de la concentration du chitosane

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8
$C_{\text{carbonate}}$ (mg/L)	30	30	30	30	30	30	30	260
turb.i. (utn)	9,04	8,73	8,57	8,64	8,78	8,68	9,03	91,5
alc.i. (mg/L CaCO_3)	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	90,2	91,3
pHi mélange	7,51	7,51	7,51	7,51	7,51	7,51	7,51	7,55
pHajusté- H_2SO_4 5N	7	7	7	7	7	7	7,27	7,10
C_{cuivre} (mg/L)	29,48	29,48	29,48	29,48	29,48	29,48	29,48	29,48
pH après ajout Cu.	6,23	6,23	6,23	6,23	6,23	6,23	6,23	6,23
Cchito. (mg/L)	0,5	5	15	30	40	50	-	-
mL de chitosane	0,1	1	3	6	8	10	-	-
$C_{\text{PAM 703}}$ (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	-	-
pHfinal	6,25	6,18	6,14	6,05	6,02	5,96	6,09	6,25
turb.f.(utn)	3,71	6,15	5,80	4,065	5,76	4,06	4,19	4,14
%enl.turbidité	58,96(E)	29,55	32,32	52,89	34,4	53,23	53,6	95,48
Ccuivre finale (mg/L)	20,94	23,82	26,76	27,5	29,14	29,76	20,99	20,26
% enl.cuivre	28,97	20,56	9,23	6,72	1,15	0	28,76	31,28
alc.f.(mg/L CaCO_3)	64	64	64	61	60	59	58	58

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(29,48 - X)/29,48 \cdot 100$

Tableau A-18: Essais avec le zinc

béchers de 2000 mL	bécher #1	bécher #2	bécher #3	bécher #4	bécher #5	bécher #6	bécher #7	bécher #8	bécher #9	bécher #10
$C_{\text{carbonate}}$ (mg/L)	260	260	260	260	260	260	260	260	260	-
turb.i. (utn)	84,6	89,4	90,2	89,7	88,2	90,7	89,8	91,8	91,8	0,90
alc.i. (mg/L CaCO_3)	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3	91,3
pHi mélange	>7,57	>7,57	>7,75	>7,57	>7,57	>7,75	>7,57	>7,57	>7,75	>7,75
pHajusté H_2SO_4 5N	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7
C_{zinc} (mg/L)	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4
Cchito. (mg/L)	0,5	5	15	30	40	60	5	7 mg/L alun	-	-
mL de chitosane	0,1	1	3	6	8	12	1	2,4 mL alun	-	-
$C_{\text{PAM 703}}$ (mg/L)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
pHfinal	7,21	7,01	7,01	6,85	6,70	6,53	7,19	6,49	7,22	7,28
turb.f.(utn)	1,01	1,02	1,83	1,79	2,80	3,17	1,18	1,40	87,5	0,73
% enl.turbidité	98,81	98,86	97,97	98	96,83	96,50	98,69	98,47	4,68	1,89
Czinc finale(mg/L)	3,818	3,818	3,869	3,869	3,869	3,913	3,873	3,766	4,059	4,128
% enl.zinc	7,53	7,53	6,27	6,27	6,27	5,23	6,90	8,78	1,67	-
alc.f.(mg/L CaCO_3)	82	81	80	76	76	76	84	48	79	-

Rendement de l'enlèvement du zinc(%) = $(4,13 - X)/4,13 \cdot 100$

Tableau A-19: Influence du phénol dans l'eau sur l'enlèvement du cuivre

béchers de 2000 mL	bécher #1  eau potable	bécher #2  eau domestique	bécher #3  bentonite	bécher #4  témoin
type d'eau	eau potable	500 mL eau domestique	eau potable/260 mg/L bent.	témoin
turbidité initiale (utn)	-	90	-	-
quantité de phénol dans le bécher de 2000 mL (g)	quelques cristaux de phénol dans 20 mL d'éther éthylique > 0,5 g	quelques cristaux de phénol dans 20 mL d'éther éthylique > 0,5 g	quelques cristaux de phénol dans 20 mL d'éther éthylique > 0,5 g	-
pHi	6,51	6,56	6,39	6,58
Ccuivre init. (mg/L)	4,85	4,85	4,85	4,851
Cchitosane (mg/L)	5	5	40	-
pHfinal	6,35	6,65	6,20	-
1-Cuivre final (mg/L)	4,851	0,903	1,068	4,851
% enl.cuivre	0	81,39	77,98	-
2-Cuivre final (mg/L)	3,990	1,1251	0,597	4,851
% enl.cuivre	17,73	97,42	87,7	-
3-Cuivre final (mg/L)	3,649	-	-	4,851
% enl.cuivre	1,068	-	-	-
observations	pas de boue	vol.boue = 20 mL (brune) belle boue	vol.boue = 140 mL (bleue violet)	

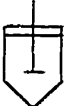
Cphénol = 0,25 g/L; Rendement de l'enlèvement du cuivre(%) = $(4,85 - X)/4,85 \times 100$

Tableau A-20: Influence de l'acide linoléique sur l'enlèvement du cuivre

béchers de 2000 mL	bécher #1  acide linoléique	bécher #1  acide linoléique
type d'eau	eau de robinet + 260 mg/L bentonite	eau de robinet + 25 mg/L dodécyl sulfate de sodium
turbidité initiale (utn)	90	-
quantité d'acide linoléique	2 gouttes d'acide linoléique dans 50 mL d'éther éthylique => 0,03013 g	2 gouttes d'acide linoléique dans 50 mL d'éther éthylique => 0,03013 g
pHi	6,53	6,56
Ccuivre init. (mg/L)	4,85	4,85
Cchitosane (mg/L)	40	40
pHfinal	6,35	6,28
prélèvement (mL)-21min 7/08/98	500	500
Ccuivre final (mg/L)	3,8962	4,474
% enl.cuivre	19,68	7,77
prélèvement-10h30 a.m. 8/08/98	500	500
Ccuivre final (mg/L)	1,174	2,305
% enl.cuivre	75,80	52,47
observations	boue teinte bleue	boue bleue

Rendement de l'enlèvement du cuivre(%) = $(4,85 - X)/4,85 \times 100$

Tableau A-21: Essais sur mélanges eau potable/eaux de rinçage

béchers de 2000 mL	bécher #1 	bécher #2 	bécher #3 	bécher #4 	bécher #5 
Charge eau ind. (%)	0,05	0,25	0,5	2,5	5
turb.i. (utn)	21,6	360	857	E3	E5
pHi mélange	7,54	7,34	7,41	7,25	7,15
pHajusté - H ₂ SO ₄ 5N	7,00	6,93	6,92	6,92	6,90
C _{cuivre} (mg/L)	4	4	4	4	4
pH après ajout Cu.	6,71	6,68	6,75	6,76	6,71
Cchito. (mg/L)	40	40	40	40	40
pHfinal	6,07	6,07	6,10	6,29	6,31
turb.f.(utn)	19,3	342	833	E5	E5
%enl.turbidité	9,26	5	2,8	-	-
Ccuivre finale (mg/L)	4,40	4,40	4,40	4,40	4,40
%enl.cuivre	-	-	-	-	-
DCOi (mg/L)	-	-	-	151 000	-
DCOf (mg/L)	-	-	-	4700	-

Rendement de l'enlèvement du cuivre (%) = $(4,40 - X)/4,40 * 100$