

Titre: Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée
(ACTIFLO®) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test

Auteur: Christian Desjardins

Date: 1999

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Desjardins, C. (1999). Simulation et étude en laboratoire de la floculation lestée (ACTIFLO®) à l'aide d'une procédure modifiée de jar test [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/8736/>

 **Document en libre accès dans PolyPublie**
Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8736/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Raymond Desjardins
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

SIMULATION ET ÉTUDE EN LABORATOIRE DE LA
FLOCCULATION LESTÉE (ACTIFLO®) À L'AIDE D'UNE
PROCÉDURE MODIFIÉE DE JAR TEST

CHRISTIAN DESJARDINS
DÉPARTEMENT DES GÉNIES CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CIVIL)
JUN 1999



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.

0-612-53568-1

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

SIMULATION ET ÉTUDE EN LABORATOIRE DE LA
FLOCCULATION LESTÉE (ACTIFLO®) À L'AIDE D'UNE
PROCÉDURE MODIFIÉE DE JAR TEST

Présenté par : DESIARDINS Christian

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

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

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., Présidente

M. DESIARDINS Raymond, M. Ing., membre et directeur de recherche

M. GADBOIS Alain, M.Sc.A., membre

À Valérie, maman et papa

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier sincèrement mon directeur de recherche, Raymond Desjardins qui a su me guider à travers ce projet de maîtrise. Un gros merci pour tes encouragements, ton aide, tes conseils et ... tes corrections (!). Je tiens également à remercier Boniface Koudjonou qui a supervisé de près cette recherche. Ton esprit scientifique inestimable, ton implication dans cette recherche et les heures passées ensemble ont contribué énormément à la réussite de ce projet. Et bien sûr, mes remerciements vont également à Michèle Prévost. Ton dynamisme et tes conseils m'ont beaucoup apporté et m'ont permis de pousser aussi loin que possible cette recherche. Toutes mes salutations vont aussi à M. Bernard Clément qui m'a consacré son temps et ses énergies dans l'approche statistique de cette recherche. « Chris » pense à vous !

Je veux remercier la compagnie John Meunier Inc., en particulier Jean-François Beaudet et Benoit Gagné pour leur collaboration dans cette recherche et pour avoir accepté de partager leur précieuse connaissance de la floculation lestée. Un gros merci va également à Alain Gadbois qui a accepté de juger ce mémoire et de siéger sur ce jury. Thank you boss !

Un gros merci à Flavie Brion qui, dans le cadre de son PFE, a collaboré avec moi. Ta bonne humeur et ta disponibilité m'ont permis d'atteindre mes objectifs. Merci aussi à Jack et Julienne pour leur contribution dans les mesures de COT. Plus de 25 % des résultats de cette recherche dépendaient de vos efforts! En passant, il reste encore 180 viales dans le frigo... Merci aussi à Benoit Barbeau pour ces valeureux conseils dans l'exécution des Jar tests.

Josefina, Karine, Denis « Ken Dryden », Vincent, Magali, Eric, Anja, Anouk, Marie-Claude, Ernest, Patrick L., Patrick N., Josée, Sylviane, France, Sylvain, Denis B.,

Marcel, Souleymane, Shokoufeh, Maurice, Julie, Claude, Nathalie, Céline, Isabelle, Patrice : je vous aime. Si j'en oublie un ou une, je l'aime aussi! À toute l'équipe de la chaire, je vous fait un gros 'Thank you very much' à la Elvis!

Merci aussi à mes parents pour leur aide et leurs encouragements et à Valérie pour son support moral et ... affectif !

RÉSUMÉ

La floculation lestée demeure un concept encore peu étudié. Pourtant, dans l'industrie du traitement de l'eau potable, il présente de nombreux avantages. Cette recherche propose donc d'étudier ce concept à l'aide d'une procédure modifiée de Jar test selon les quatre objectifs suivants : 1) Vérifier si la procédure modifiée de Jar test simule bien la floculation lestée telle qu'utilisée dans le procédé industriel ACTIFLO®; 2) Identifier les paramètres qui ont le plus d'influence sur la floculation lestée; 3) Étudier les effets des doses de polymère et de micro-sable sur les performances du procédé; 4) Étudier les performances de la floculation lestée en eau froide en utilisant trois coagulants différents (sulfate d'aluminium-alun, le silicate-sulfate polyaluminium (PASS) et le chlorure de polyaluminium (PACl)).

La procédure de simulation par Jar test modifié diffère d'une procédure normale de Jar test à cause de l'abaissement des pales de rotation dans le béccher et de l'augmentation de l'intensité de mélange. Elle tient également compte de l'ajout du micro-sable. Cela permet de maintenir les floccs lestés en suspension. Elle a d'abord été utilisée pour simuler quatre usines différentes utilisant le procédé ACTIFLO®. Les essais de simulation ont montré que l'eau décantée obtenue au laboratoire est presque identique à celle obtenue en usine, sous les conditions optimales de traitement, en terme de mesure de turbidité, d'absorbance UV et de COT. Des essais de validation en conditions non-optimales ont par contre montré que le pouvoir prédictif du Jar test modifié est affaibli.

Ensuite, les résultats de l'étude sur la floculation lestée au laboratoire ont montré que :

- La dose de coagulant et de son pH de coagulation ont la plus grande influence sur la variabilité de la qualité de l'eau décantée telle que démontrée par l'approche d'analyse statistique des designs factoriels fractionnels. Ainsi, comme c'est le cas

pour un procédé de CFD conventionnel, l'optimisation du traitement doit d'abord tenir compte de ses deux paramètres. L'analyse statistique des résultats montre également que la dose de micro-sable a un effet non négligeable sur la filtrabilité de l'eau décantée;

- L'augmentation de la dose de micro-sable pour des doses élevées de polymère permet d'améliorer la filtrabilité de l'eau décantée (selon l'étude de la variation de la dose de micro-sable en fonction de la dose de polymère). Les résultats de cette étude montrent que le micro-sable « consomme » le polymère résiduel et atténue le colmatage des filtres utilisés dans la mesure de la filtrabilité;
- L'alun permet en eau froide d'obtenir une eau décantée d'aussi bonne qualité que celle obtenue avec des coagulants préhydrolysés. Les mécanismes de la floculation lestée expliqueraient le fait que l'alun arrive à performer aussi bien en eau froide. En effet, en floculation lestée, le rendement du traitement repose avant tout sur la fixation du micro-sable sur les particules coagulées et non sur la formation de gros floes.

ABSTRACT

The concept of ballasted flocculation has yet to become a very popular research subject. It however presents numerous advantages in the industry of water treatment. The research was therefore conducted in order to study ballasted flocculation, as applied at a full-scale level under the ACTIFLO® process, with a modified Jar test procedure. The research's objectives were : 1) Verify if the modified Jar test procedure describes adequately ballasted flocculation as observed at a full-scale level; 2) Identify the most influent control parameters in ballasted flocculation; 3) Study the effect of the dosages of micro-sand and polymer on the performances of the process; 4) Study the performances of ballasted flocculation in cold waters through the use of three different coagulants (aluminium sulfate-alum, Polyaluminum-silicate-sulfate (PASS) and polyaluminum chloride (PACl)).

The modified Jar test procedure differs from the conventional procedure because of the lower positioning of the impellers in the beakers and the increased mixing intensity in order to maintain the weighted flocs in suspension. This procedure was used to simulate four different treatment plants using the ACTIFLO® process. Results showed great similarities between the quality of the settled waters obtained in laboratory and at the treatment plants, under the same optimal treatment conditions, in terms of turbidity, UV absorbance and TOC. Further testing results however showed that the ability of the simulation procedure to predict performances under non-optimal conditions is weakened.

Then, the study of ballasted flocculation conducted in laboratory showed that :

- The dosage of coagulant and its coagulation pH have the greatest influence on the variability of the quality of the settled water, as demonstrated by the statistical

analysis of the fractional factorial design results. Therefore, as in any other conventional coagulation-flocculation processes, these two parameters must first be considered in order to optimise the process. Results also showed that the dosage of micro-sand played an important role in the variability of the settled water filtrability;

- The increase of the dosage of micro-sand for higher dosages of polymer improves the settled water filtrability. Results on the study of the dosages of micro-sand and polymer showed that the micro-sand would « consume » the residual polymer and therefore attenuate its effect on the measure of filtrability;
- Using alum in cold water ballasted flocculation results in a settled water quality comparable to the settled water quality obtained with prehydrolysed coagulants. The mechanisms of ballasted flocculation could explain how alum can perform so well in cold water treatment. In ballasted flocculation, the performances rely in fixing micro-sand to coagulated particles on not on obtaining larger flocs as it is the case for conventional processes.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|-------------|
| DÉDICACE | iv |
| REMERCIEMENTS | v |
| RÉSUMÉ..... | vii |
| ABSTRACT | ix |
| TABLE DES MATIÈRES | xi |
| LISTE DES TABLEAUX..... | xiv |
| LISTE DES FIGURES | xv |
| LISTE DES ABRÉVIATIONS | xvii |
| CHAPITRE I..... | 1 |
| 1. INTRODUCTION | 1 |
| CHAPITRE II | 3 |
| 2. Revue BIBLIOGRAPHIQUE | 3 |
| 2.1 Caractéristiques des particules à enlever | 3 |
| 2.1.1 Stabilité des particules..... | 4 |
| 2.1.2 Potentiel Zéta | 5 |
| 2.2 Coagulation..... | 6 |
| 2.2.1 Compression de la double couche..... | 6 |
| 2.2.2 Adsorption et neutralisation des charges..... | 7 |
| 2.2.3 Emprisonnement des particules dans un précipité | 7 |
| 2.2.4 Adsorption et pontage entre les particules | 8 |
| 2.2.5 Coagulants utilisés | 8 |
| 2.2.6 Coagulants préhydrolysés | 10 |
| 2.2.7 Aides-coagulants (adjuvant de floculation)..... | 11 |
| 2.2.8 Paramètres affectant la coagulation..... | 14 |
| 2.3 Floculation | 17 |
| 2.3.1 Floculation péricinétique..... | 17 |

| | | |
|--|---|-----------|
| 2.3.2 | Floculation orthocinétique | 18 |
| 2.3.3 | Effets de la température sur la floculation | 19 |
| 2.4 | La floculation lestée..... | 21 |
| 2.4.1 | Le procédé ACTIFLO® | 21 |
| 2.5 | Simulation de la coaguLAtion-floculation-décantation en Jar test..... | 25 |
| CHAPITRE III..... | | 28 |
| 3. MATÉRIEL ET MÉTHODES..... | | 28 |
| 3.1 | Description du Jar test simulant la floculation lestée | 28 |
| 3.2 | Matériel..... | 29 |
| 3.2.1 | Préparation du matériel | 29 |
| 3.3 | Méthodes analytiques | 32 |
| 3.3.1 | Méthodes de mesure des variables de qualité | 32 |
| 3.4 | Approche expérimental..... | 34 |
| 3.4.1 | Reproduction des résultats usines en laboratoire | 34 |
| 3.4.2 | Reproduction des résultats laboratoires à l'usine..... | 34 |
| 3.4.3 | Étude en laboratoire de la floculation lestée | 34 |
| CHAPITRE IV | | 39 |
| 4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS | | 39 |
| 4.1 | Reproduction des résultats usines en laboratoire..... | 39 |
| 4.1.1 | Usine St-Jérôme | 39 |
| 4.1.2 | Usine St-Lambert | 43 |
| 4.1.3 | Usine Gatineau..... | 47 |
| 4.1.4 | Usine St-Anselme..... | 48 |
| 4.1.5 | Discussion | 49 |
| 4.2 | Reproduction des résultats laboratoires en usine..... | 52 |
| 4.2.1 | Conditions testées | 52 |
| 4.2.2 | Résultats des deux essais en laboratoire et en usine..... | 53 |
| 4.2.3 | Aluminium résiduel dans l'eau décantée | 54 |

| | |
|---|-----------|
| 4.2.4 Discussion | 55 |
| 4.3 Étude en laboratoire des facteurs influençant la floculation lestée (ARTICLE) | 60 |
| 4.4 Étude comparative de l'alun, du PASS et du PACl en eau froide | 84 |
| CHAPITRE V..... | 89 |
| 5. Conclusion | 89 |
| RÉFÉRENCES..... | 91 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|---|----|
| Tableau 2.1 Dérivés des sels d'aluminium et de fer | 8 |
| Tableau 3.1 Méthodes de mesure des variables de réponse | 32 |
| Tableau 3.2. Matrice des valeurs codées et des plages des valeurs pour chacune des usines simulées | 37 |
| Tableau 4.1 Caractéristiques des eaux brutes et des conditions de traitement des usines simulées | 40 |
| Tableau 4.1.1 Pourcentage d'erreur pour l'usine St-Jérôme (22°C, juillet-septembre/1998) | 42 |
| Tableau 4.2.1 Conditions d'abord testées au laboratoire puis à l'usine de St-Jérôme (24-25/02/99) | 53 |
| Tableau 4.2.2 Aluminium résiduel dans l'eau décantée selon les conditions testées (St-Jérôme, 24-25/02/99) | 54 |
| Tableau 4.2.3 Intensité du mélange en usine et au laboratoire (St-Jérôme, Qc) | 57 |
| Table 1 Coded value matrix and range for simulated treatment plant | 77 |
| Table 2 Raw water characteristics and treatment conditions of simulated water treatment plants | 78 |
| Table 3 Parameters affecting most variability of results | 80 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|--|----|
| Figure 2.1. Double couche d'une particule colloïdale (AMIRTHARAJAH et O'MELIA, 1990) | 4 |
| Figure 2.2 Stabilité d'une suspension colloïdale | 5 |
| Figure 2.3 Emprisonnement des particules dans les floccs pendant la décantation (Tchobanoglous et al., 1985) | 7 |
| Figure 2.4 Adsorption et pontage à l'aide de polymères (Tchobanoglous et al., 1985) | 8 |
| Figure 2.5 Mécanismes et produits dérivés de l'alun lors de la coagulation (TARDAT-HENRY, 1989) | 11 |
| Figure 2.6 Schéma du procédé ACTIFLO® | 22 |
| Figure 4.1.1 Comparaisons usine-laboratoire St-Jérôme (22°C. Juillet-Septembre/1998) | 41 |
| Figure 4.1.2 Comparaison usine-laboratoire St-Jérôme (9°C, 28/10/98) | 42 |
| Figure 4.1.3 Essais en eau froide, 3°C (St-Jérôme, 2/12/98) | 43 |
| Figure 4.1.4 Essais de comparaison en eau chaude, 22°C à 30 m/h (St-Lambert, 31/08/98) | 44 |
| Figure 4.1.5 Essais en eau tiède, 9°C, à 50 m/h (St-Lambert, 10/11/98) | 45 |
| Figure 4.1.6 Essais en eau froide, 3°C, à 30 m/h (St-Lambert, 9/12/98) | 46 |
| Figure 4.1.7 Essais en eau tiède, 14°C, à 32 m/h (Gatineau, 14/10/98) | 47 |
| Figure 4.1.8 Essais en eau froide, 0,5°C, à 32 m/h (St-Anselme, 13/01/99) | 49 |

| | |
|--|----|
| Figure 4.1.9 Résumé de la moyenne des résultats obtenus en laboratoire et en usine (turbidité, Absorbance UV et COT) | 50 |
| Figure 4.1.10 Comparaison entre les mesures de filtrabilité en usine et en laboratoire pour l'ensemble des usines simulées | 51 |
| Figure 4.2.1 Résultats des essais en usine pour les deux conditions non-optimales (St-Jérôme, 24-25/02/99) | 54 |
| Figure 4.2.2 Tendances observées des essais de simulation | 56 |
| Figure 4.2.3 Trajectoire d'une particule d'eau et d'un floc dans une lamelle | 59 |
| Figure 1 Simulation of various treatment plants using ballasted flocculation (St-Jérôme, St-Lambert, Gatineau and St-Anselme, Qc, Canada) | 79 |
| Figure 2 Pareto chart for variability explication of turbidity removal (%) for each parameter and interaction (TP1 : St-Jérôme, 10/98) | 81 |
| Figure 3 Settled water quality in function of dosage of micro-sand for different polymer dosages (a) turbidity, b) UV absorbance and c) TOC | 82 |
| Figure 4 Settled water filtrability in function of micro-sand/polymer ration (St-Jérôme, Qc, 03/99) | 83 |
| Figure 4.4.1 Qualité de l'eau décantée en fonction des doses de coagulant : a) Alun, b) PASS et c) PACl | 85 |
| Figure 4.4.2 Qualité de l'eau décantée en fonction de différents coagulants : a) turbidité, b) absorbance UV, c) COT et d) filtrabilité | 86 |
| Figure 4.4.3 Qualité de l'eau décantée en fonction des doses optimales de coagulant : a) Alun (11 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$), b) PASS (5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$) et c) PACl (5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$) | 87 |

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CAP : Charbon actif en poudre
CFD : Coagulation-floculation-décantation
COT : Carbone organique total
EB : Eau brute
ED : Eau décantée
EF : Eau filtrée
G : Gradient de vitesse (s^{-1})
MES : Matière en suspension
PACl : Chlorure de polyaluminium
PASS : Polyaluminium silicate sulfate
RPM : Rotation par minute
SA : sable et anthracite
SUVA : Specific ultra-violet absorbance
UTN : Unité de turbidité naphthalomètre
UV : Ultra-violet

CHAPITRE I

1. INTRODUCTION

Dans une filière classique de traitement de l'eau potable, on a recours à un procédé de coagulation-floculation-décantation (CFD) afin d'éliminer les particules très petites, dites colloïdales. Ces particules sont responsables de la turbidité et de la couleur d'une eau. En 1988, la compagnie Omnium de Traitement et Valorisation (OTV) a commercialisé un procédé basé sur l'exploitation de la floculation lestée. Ce procédé comprend une étape dans laquelle du micro-sable est collé sur les floccs à l'aide d'un polymère (Guibelin, 1988). Le floc résultant est alors plus solide et surtout plus lourd ce qui lui permet de décanter rapidement. Les temps de rétention dans les bassins de coagulation et de floculation sont grandement réduits alors que la charge superficielle sur les décanteurs peut être très élevée (de l'ordre de 40 à 100 m/h). Ce procédé est commercialisé sous le nom de ACTIFLO®.

Ce procédé, comme tout autre procédé conventionnel de CFD, est soumis aux principes de base de la CFD. Et l'optimisation des performances de cette phase de clarification doit passer par des essais préliminaires. Dans le cas de la floculation lestée, cette optimisation requiert souvent l'utilisation d'un pilote mobile. Elle permet d'adapter le traitement par floculation lestée aux différents types d'eau à traiter. L'utilisation pratique de ce pilote semi-industriel demeure toutefois relativement lourde et économiquement peu rentable. Par ailleurs, il ne peut pas répondre à la croissance rapide des marchés local et international à cause de la lourdeur de l'équipement et donc de sa mobilité réduite.

On ressent alors la nécessité de valider une méthode plus simple et manipulable afin d'obtenir rapidement une information juste sur le mode opératoire d'une usine existante ou future employant la floculation lestée. Ce projet de recherche s'inscrit dans le cadre

d'une solution pour rallier ces difficultés. L'utilisation d'une simulation en laboratoire sous forme de Jar test a donc été essayée, elle offrirait des avantages importants (rapidité, mobilité, économie, etc.).

A partir d'une méthode de simulation par Jar test mise au point par la compagnie John Meunier Inc., plusieurs simulations d'usines existantes employant la floculation lestée ont été effectuées. Ces usines fonctionnent sous des conditions différentes. En comparant les résultats obtenus entre les deux échelles de traitement, nous pouvons évaluer les capacités de la procédure de Jar test modifiée de reproduire une eau décantée identique à celle obtenue en usine.

La validation de la méthode de simulation est suivie d'une étude plus approfondie de la floculation lestée en laboratoire. La recherche inclut une étude détaillée du procédé dans le but de comprendre les mécanismes impliqués. Une approche expérimentale par design statistique permet d'identifier les paramètres de contrôle de la floculation lestée qui expliquent la plus grande fraction de la variabilité de la qualité de l'eau décantée (turbidité, absorbance UV, COT et filtrabilité). Cette recherche tente également de connaître l'effet de la dose de polymère et du micro-sable et leur interaction sur les variables de qualité de l'eau décantée.

Finalement, une étude plus ciblée sur la floculation lestée en eau froide compare l'utilisation de différents coagulants (alun, PASS et PACl). De façon général, les procédés conventionnels physico-chimiques semblent moins bien fonctionner en eau froide ($<10^{\circ}\text{C}$). On explique souvent cette observation par les réactions chimiques plus lentes en eau froide. L'utilisation de coagulants préhydrolysés tels que le PASS et le PACl permet d'atténuer l'effet d'une basse température sur la coagulation et améliore le traitement. L'étude proposée cherche à comprendre si cela est le cas lors de la floculation lestée.

CHAPITRE II

2. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

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

2.1 CARACTÉRISTIQUES DES PARTICULES À ENLEVER

Les composés retrouvés dans l'eau sont généralement regroupés dans trois catégories : les matières en suspension (MES), les matières colloïdales et les matières dissoutes (Dégrémont, 1988). Les matières en suspension sont d'origine minérale ou organique et possèdent un diamètre supérieur à 1 μm . Leur temps requis pour décanter d'un mètre varie de quelques dixièmes de secondes à plusieurs jours selon leur diamètre et leur densité. Les matières colloïdales sont des MES de même origine mais de diamètre inférieur à 1 micron. Leur vitesse de décantation est faible. Les matières colloïdales d'origine minérale ont une densité relative de l'ordre de 2,65 alors que celles d'origine organique ont une densité relative beaucoup plus faible, soit de l'ordre de 1,1. Les particules colloïdales de faible densité peuvent nécessiter théoriquement jusqu'à 666 000 années pour décanter de un mètre (Desjardins, 1997). Les matières dissoutes, quant à elles, sont généralement des cations ou anions de quelques nanomètres de diamètre, elles décantent donc encore plus lentement.

L'élimination des MES et des matières colloïdales dans des délais raisonnables est faisable à l'aide d'une coagulation-floculation. On a recours à de tels procédés car les

particules retrouvées dans l'eau sont très stables et donc peu aptes à une décantation naturelle.

2.1.1 Stabilité des particules

Les particules colloïdales dans l'eau possèdent une charge électrique qui est généralement négative. Comme elles ont toutes la même charge, elles se repoussent et n'ont pas tendance à former des agrégats plus gros et donc plus facile à éliminer. Elles demeurent donc stables. Une particule typique est représentée dans la figure 2.1 :

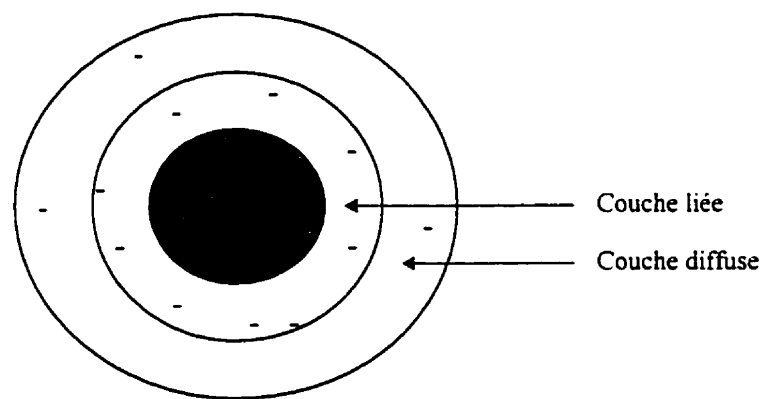


Figure 2.1 Double couche d'une particule colloïdale
(Amirtharajah et O'Melia, 1990)

Les ions positifs présents dans l'eau neutralisent la charge à la surface de la particule et forment une « couche liée » (théorie de Helmholtz). Cette couche se déplace avec la particule. Cette couche attire à son tour des ions négatifs inégalement répartie et formant la « couche diffuse » (théorie de Gouy-Chapman). Cette dernière ne se déplace pas avec la particule d'où l'inégalité dans la densité et la répartition des ions la composant. La figure représentée ci-haut est en fait un rassemblement des deux théories, communément appelée théorie de la «double-couche» (Amirtharajah et O'Melia, 1990).

Lorsque deux particules sont sur le point d'entrer en contact, elles sont essentiellement soumises à deux forces: la force d'attraction de **van der Waals** , et la force de **répulsion électrostatique** . Le potentiel de répulsion est défini par E_R et le potentiel d'attraction est défini par E_A . La résultante des deux potentiels, E , traduit l'interaction énergétique nette qui existe entre les deux particules (Amirtharajah et O'Melia, 1990) telle que décrite dans la figure 2.2.

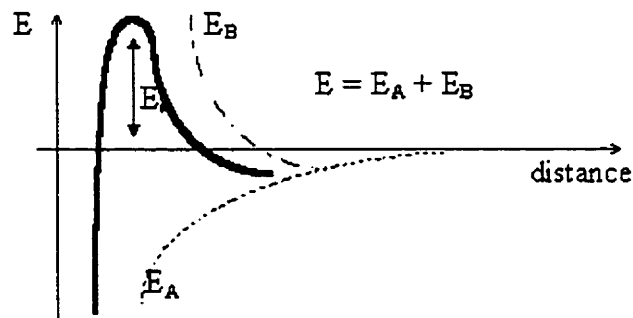


Figure 2.2 Stabilité d'une suspension colloïdale

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

2.1.2 Potentiel Zéta

Le potentiel électrostatique diminue à mesure où l'on s'éloigne de la particule. Le potentiel Zéta se situe à la limite extérieure de la couche liée. C'est ce potentiel qui persiste lorsque la particule se déplace. Lorsqu'un champ électrique est appliqué, les particules ayant un potentiel Zéta négatif se déplacent en direction de l'électrode positive. (Amirtharajah et O'Melia, 1990). Le potentiel Zéta est important car il définit le comportement électrocinétique des particules et par voie de conséquence leur stabilité

dans la solution. L'annulation du potentiel Zéta est l'objectif de la coagulation. Cela permet de déstabiliser les particules et de favoriser leurs agglomérations.

2.2 COAGULATION

Le but de la coagulation est de déstabiliser les particules colloïdales. Cela permet aux particules de s'agglomérer et de décantier plus rapidement. Quatre mécanismes sont proposés pour expliquer la déstabilisation des particules et leurs agglomération :

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

Ces quatre mécanismes sont décrits brièvement ci-dessous.

2.2.1 Compression de la double couche

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

$$\mu = \frac{1}{2} \sum^n C_n Z_n^2 \quad (2.1)$$

μ = force ionique
 C_n = concentration de l'ion n (mol/L)
 Z_n = valence de l'ion n

Les concentrations nécessaires des ions Na^+ , Ca^{2+} et Al^{3+} varient approximativement dans des rapports de 1: 10^{-2} : 10^{-3} respectivement à cause de leur valence différente (Amirtharajah et O'Melia, 1990).

2.2.2 Adsorption et neutralisation des charges

Ce mécanisme repose sur l'ajout suffisant de cations afin de neutraliser la charge négative des particules stables par adsorption des cations sur leur surface. Par contre, la surdose de coagulant, source de cations, peut résulter en une adsorption trop importante de cations et inverser la charge des particules qui devient alors positive. Les particules seraient ainsi restabilisées (Amirtharajah et O'Melia, 1990).

2.2.3 Emprisonnement des particules dans un précipité

Lorsque des quantités suffisantes de coagulant comme le $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ou le FeCl_3 sont ajoutées, ils forment un précipité possédant généralement une charge positive. Le pH de l'eau doit se situer dans une plage où la solubilité des sels est minimale. Le précipité formé, appelé floc, entre en contact avec les particules de charge négative et les emprisonne. Les particules sont ensuite entraînées lors de la décantation. La figure 2.3 ci-dessous résume bien le mécanisme décrit:

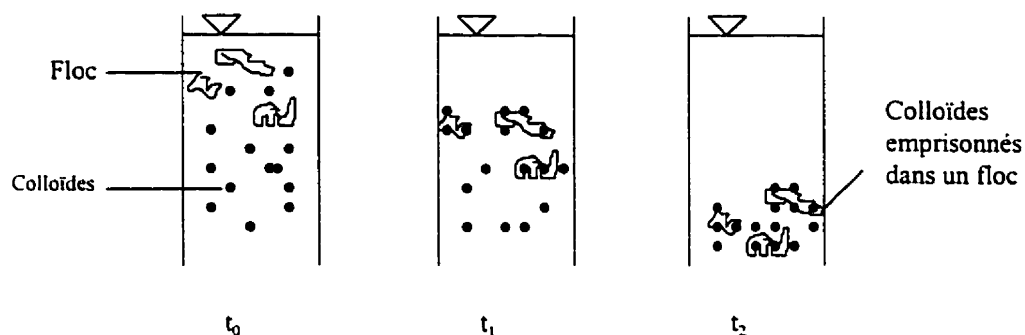


Figure 2.3 Emprisonnement des particules dans les floes pendant la décantation (Tchobanoglous et al., 1985)

2.2.4 Adsorption et pontage entre les particules

Ce mécanisme implique l'utilisation de polymères cationiques, nonanioniques ou anioniques ayant une masse moléculaire élevée et une structure longitudinale. Un polymère en présence d'un colloïde l'adsorbe à une de ses extrémités à l'aide d'un de ces groupes fonctionnels. Les autres extrémités demeurent libres et peuvent adsorber un autre colloïde. Ce mécanisme permet donc l'agglomération des particules par "pontage" des polymères (Amirtharajah et O'Melia, 1990). La figure 2.4 décrit le processus. Par contre, une concentration de polymères trop élevée peut restabiliser les colloïdes. Les polymères verront alors chacune de leurs extrémités être adsorbées par la même particule, d'où une restabilisation.

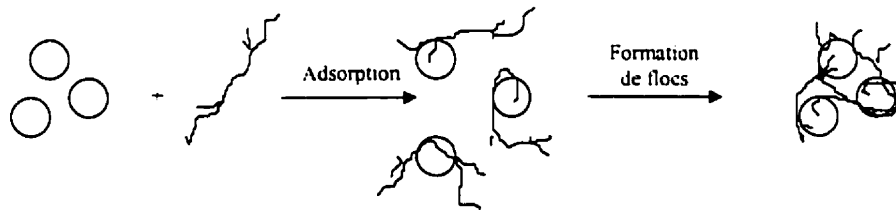


Figure 2.4 Adsorption et pontage à l'aide de polymères
(Tchobanoglous et al., 1985)

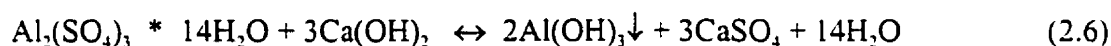
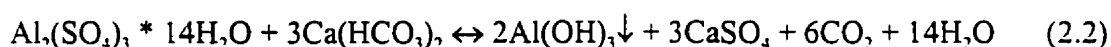
2.2.5 Coagulants utilisés

L'efficacité de la clarification dépend d'abord du coagulant utilisé. Les plus efficaces sont des sels de métaux, à bases d'aluminium ou de fer. Ils sont cités dans le tableau 2.1.

Tableau 2.1 Dérivés des sels d'aluminium et de fer.

| Sels d'aluminium | Formule chimique | Sels de fer | Formule Chimique |
|-------------------------------|------------------------------|-------------------|------------------------------|
| Sulfate d'aluminium (alun) | $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ | Chlorure ferrique | FeCl_3 |
| Chlorure d'aluminium | AlCl_3 | Sulfate ferrique | $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ |
| Aluminate de sodium | NaAlO_2 | Sulfate ferreux | FeSO_4 |

Les produits les plus utilisés sont l'alun et le chlorure ferrique. Ces coagulants, une fois introduits dans l'eau, forment des produit d'hydrolyse qui déterminent l'efficacité de la coagulation. Par exemple, lorsque l'alun est utilisé, plusieurs radicaux hydroxy-alumineux monomères ou polymères sont formées (Lengo, 1994). Ces produits complexes ont une solubilité qui varie avec le pH. Dans le cas de l'alun, les réactions suivantes décrivent comment est formé le précipité (Desjardins, 1997):



L'hydrolyse de l'alun se traduit par la formation d'espèces différentes susceptibles d'intervenir dans la coagulation. Ces espèces interviennent selon différents mécanismes tels que représentés dans la figure 2.5 (Tardat-Henry, 1989). Ce schéma décrit les quatre différents mécanismes de la coagulation déjà discutés (sections 2.2.1-4). En effet, l'hydrolyse de l'alun permet de former des radicaux hydroxy-alumineux (monomères) qui à leur tour forment le précipité $\text{Al}(\text{OH})_3$ ou des espèces polycationiques. Les espèces polycationiques agissent sur les particules colloïdales par compression, neutralisation et adsorption ce qui permet la formation de floccs. La formation de précipités $\text{Al}(\text{OH})_3$, voie principale en coagulation, implique des doses élevées d'alun et favorise l'emprisonnement des particules dans un précipité. Parallèlement à la formation de radicaux hydroxy-alumineux, il y a complexation avec des ligands contenus dans l'eau s'ils sont en quantité suffisante. Le degré de complexation varie en fonction du pH. La complexation avec des ligands expliquerait, dans plusieurs cas, la présence d'aluminium résiduel dans l'eau décantée.

Les précipités à base de fer sont formés de la même façon. Ils forment la base des floccs qui emprisonnent les particules colloïdales. L'efficacité de ces coagulants avec ou sans aide-coagulant, selon le pH et la température de l'eau, est discutée dans la section 2.2.8.

2.2.6 Coagulants préhydrolysés

Afin d'optimiser la coagulation, surtout en eau froide, des coagulants préhydrolysés et prépolymérisés peuvent être utilisés. On les utilise également lorsque l'alcalinité de l'eau brute est faible. Les principaux coagulants sont le polyaluminosulfate (PAS), le polyaluminosulfate silicate (PASS, lorsque la silice est incluse dans la préparation du PAS), le polyaluminochlorure (PACl) ou le SPIC (un mélange de sulfate d'aluminium préhydrolysé et de chlorure ferrique, Lengo, 1994). Les coagulants à base d'aluminium, sont souvent obtenus par neutralisation d'une solution de chlorure d'aluminium AlCl_3 à l'aide d'une base (Lengo, 1994). Ces types de coagulants sont utilisés lorsqu'une réaction plus rapide est requise, comme c'est le cas dans les eaux froides.

Une étude (Kaeding et al., 1992) compare les performances de l'alun et d'un coagulant préhydrolysé, le polychlorure d'aluminium ou PACl. Cette étude, réalisée à une température de 20°C, montre que la plage de pH d'utilisation du PACl est plus large et la dose requise plus faible. De plus, le PACl permet d'obtenir un effluent de meilleure qualité que l'alun. Par contre, l'utilisation de l'alun est souvent retenue car il est moins cher que le PACl.

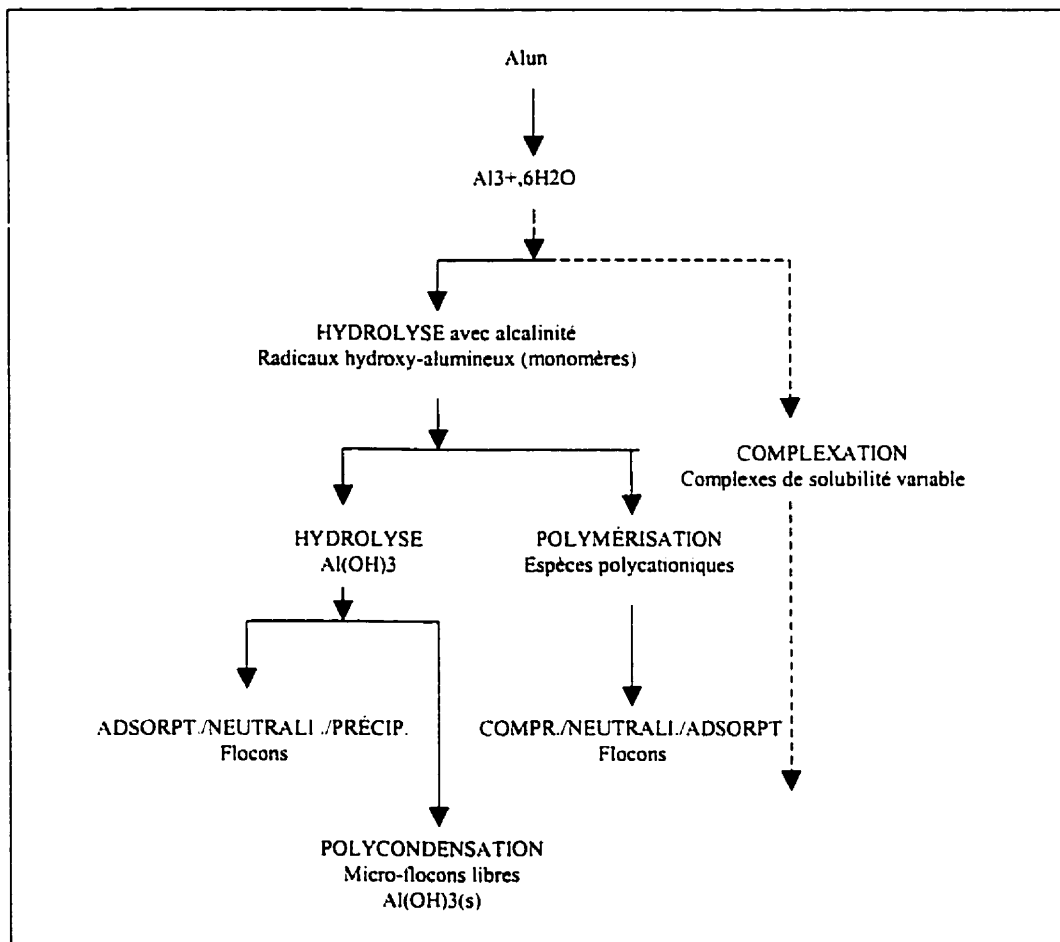


Figure 2.5 Mécanismes et produits dérivés de l'alun lors de la coagulation (Tardat-Henry, 1989)

2.2.7 Aides-coagulants (adjuvant de floculation)

L'utilisation d'un seul coagulant ne permet pas, dans tous les cas, d'obtenir une bonne coagulation-floculation. L'utilisation d'un aide-coagulant permet d'améliorer les performances du procédé de CFD. Les adjuvants les plus utilisés sont la silice activée et les polyélectrolytes. Ils agissent par adsorption et pontage entre les particules

colloïdales. Les polyélectrolytes sont de types anioniques, cationiques et nonanioniques, de structures longitudinales et de masses moléculaires élevées.

La silice activée est un des premiers aides-coagulants utilisés. Son coût est faible et elle est efficace en eau froide lorsque combinée avec le sulfate d'aluminium. Elle est produite à partir d'une solution de silicate de sodium à laquelle on ajoute un réactif pour l'activation qui résulte en la formation d'un gel (Julien, 1983). La silice est souvent activée par neutralisation à l'aide d'un acide, soit l'acide sulfurique ou le chlore gazeux. Au Québec, on fait appel le plus souvent à l'aluminate de soude. D'autres aides-coagulants sont décrits dans la littérature mais ne sont pas employés aussi fréquemment.

Une étude de Tambo (1991), qui est une synthèse des concepts de base de la coagulation-floculation permet de comprendre les principaux mécanismes de la coagulation-floculation. On y décrit les effets bénéfiques de l'ajout d'un polymère sur la formation des floes et sur leur décantation. Une autre étude (Adachi, 1994) tente d'évaluer l'impact de l'utilisation d'un polymère sur la floculation. Les résultats ont montré que le taux de floculation est amélioré lorsqu'on utilise un polymère en plus de l'alun. Ces résultats vont dans le même sens que ceux présentés par Tambo (1991).

Une étude sur les polymères (Selvapathy et Reddy, 1992) évalue les performances d'un polyélectrolyte cationique (Indfloc 238) en tant que coagulant primaire ou aide-coagulant avec l'alun. Les résultats permettent aux auteurs de conclure que Indfloc 238, lorsque utilisé comme coagulant primaire, nécessite des temps de coagulation et de maturation plus longs et un temps de décantation plus court que l'alun. Lorsqu'il est utilisé avec l'alun, Indfloc 238 permet de réduire toutes les variables mentionnées. De plus, l'injection du polyélectrolyte en tant que coagulant primaire avant l'ajout d'alun permet d'améliorer la qualité de l'eau décantée. Cette étude justifie donc l'utilisation

d'un polyélectrolyte cationique comme aides-coagulants pour le traitement des eaux étudiées.

Une autre étude, réalisée par Narkis et al. (1991) a traité de l'utilisation d'un polyélectrolyte avec l'alun. Les auteurs ont conclu que l'utilisation d'un polymère non-ionique est plus avantageuse à cause de sa stabilité et de sa charge neutre. Lorsqu'ils sont utilisés avec des sels d'aluminium, les polymères anioniques et non-ioniques sont plus performants que les polymères cationiques. Les réactions étant meilleures avec les précipités d'aluminium chargés positivement, la floculation par adsorption et pontage des particules serait avantageée. Brejchova et Wiesner (1992) ont montré que le temps entre l'ajout du coagulant et de l'aide-coagulant a un impact important lorsque des sels de fer sont utilisés. Un délai d'environ 60 secondes entre l'ajout des deux produits permet d'obtenir des taux d'enlèvement de la turbidité plus élevés.

Une étude réalisée par Gan et al. (1991) compare les performances obtenues à l'aide de polymères cationiques souvent utilisés pour produire des eaux potables avec les performances obtenues avec des polymères anioniques nouvellement synthétisées. Les quatre nouveaux polymères (poly(Na6-AAC), poly(Na11-AAU), poly(Na11-MAAU et poly(Na11-EAAU)) ont été testés afin d'évaluer leurs performances comme aides-coagulants dans le traitement de l'eau potable. Ces polymères font partie du groupe des poly(Na-acrylamidoalkanoates). Les résultats montrent que la formation de floccs est possible grâce à la neutralisation partielle des particules chargées négativement par l'alun. De plus, le pontage des particules se produit même si les particules sont toujours chargées négativement. Les polymères (Na11-AAU) et poly(Na6-AAC) sont plus performants que les deux autres. Ainsi, l'évaluation de la performance générale de ces polymères anioniques a permis de conclure que lorsqu'ils sont utilisés avec l'alun, ils peuvent devenir aussi efficaces que les polymères cationiques. Il n'existe pas de

polyélectrolytes idéaux. L'application à une eau particulière doit être basée sur des essais préliminaires.

2.2.8 Paramètres affectant la coagulation

Le processus de coagulation est complexe et peut être influencé par plusieurs facteurs. Dans cette section, nous discutons brièvement des effets de la température, du pH et de l'alcalinité. Dans un souci de concision, seuls ces paramètres sont abordés dans le cadre de notre projet de recherche. Toutefois, il convient de préciser que d'autres paramètres tels que la dose du coagulant, la concentration des particules colloïdales, la couleur, la présence d'anions et cations, l'intensité du mélange et le potentiel Zéta sont importants.

2.2.8.1 Effets de la température

Nous savons qu'une baisse de la température ralentit la cinétique des réactions chimiques. L'équation d'Arrhénius décrit bien l'effet de la température sur les constantes cinétiques (Becker et Wentworth, 1972). Une baisse de température se traduit par une réduction de la constante de vitesse k :

$$k = Ae^{-E_a / RT} \quad (2.7)$$

où A = constante de réaction propre au produits concernés;
 E_a = énergie d'activation
 R = constante des gaz
 T = température

Les premières études sur la coagulation-floculation en eau froide remontent à près de cinquante ans. En effet, Camp et al. (1940) expliquent le problème en eau froide de deux façons : 1) la solubilité des coagulants est plus faible; 2) l'augmentation de la viscosité de l'eau freine la décantation des floes. Une solution proposée par ces auteurs est d'augmenter l'intensité du mélange afin que le coagulant soit mieux dispersé et qu'un

floc de meilleure qualité soit obtenu. Une autre solution proposée est d'ajuster le pH en eau froide afin que la solubilité des coagulants soit minimale. Cette dernière solution a été supportée par plusieurs chercheurs dans les années subséquentes (Maulding et Harris, 1968, Van Benschoten et Edzwald, 1990, Hanson et Cleasby, 1990, Van Benschoten et al., 1992, Kang et al., 1995). Par contre, plusieurs de ces chercheurs ont conclu que certains coagulants sont moins affectés par de basses températures.

Plusieurs recherches ont montré que la plage de pH optimal varie lorsque la température de l'eau varie. Pour l'alun, le pH optimal augmente d'environ 0,6-0,8 unités lorsque la température de l'eau passe de 20 °C à 4 °C, alors que pour le chlorure ferrique, l'augmentation du pH optimal est d'environ 0,4 unité (Kang et al., 1995). Une diminution de température cause une diminution du produit ionique de l'eau, K_w , donc une moins grande concentration d'ions OH^- . Cela expliquerait peut-être cette variation de pH optimal en fonction de la température de l'eau. Le maintien d'un pOH constant peut s'avérer bénéfique comme l'ont montré Van Benschoten et Edzwald (1990), Kang et al. (1995) ainsi que Hanson et Cleasby (1990).

Des études ont été faites afin de déterminer le coagulant qui est le moins affecté par une baisse de la température. Morris et Knoke (1984) comparent l'effet de la température sur les performances du chlorure ferrique FeCl_3 et du chlorure d'aluminium AlCl_3 . L'évaluation des produits est basée sur la cinétique des réactions, les caractéristiques des floccs formés et l'enlèvement de la turbidité. Ils concluent que les cinétiques de réaction sont plus faibles en eaux froides et que leur meilleur enlèvement de la turbidité est réalisé par le FeCl_3 comparé au AlCl_3 . De plus, ils remarquent que les floccs formés à partir du chlorure d'aluminium sont plus petits et plus difficilement décantables. Par contre, le taux de précipitation n'est pas affecté par la température. Ils ont donc proposé d'utiliser le chlorure ferrique FeCl_3 comme coagulant primaire ou aide-coagulant. Il est à noter que les conditions des tests en laboratoire simulent une coagulation-floculation

classique avec un mélange rapide de 1 minute suivie d'un mélange lent de 20 minutes et d'une période de décantation d'une heure. Ces conditions ont été utilisées dans la plupart des études citées dans ce chapitre. Elles ne sont pas comparables à celles utilisées dans la simulation de la floculation lestée (2 minutes de coagulation, 2 minutes de mélange du micro-sable et polymère, 6 minutes de floculation et 3 minutes de décantation).

Haarhoff et Cleasby (1988) comparent le chlorure ferrique et le sulfate d'aluminium, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. Les résultats sont similaires. Sur une base équimolaire, le chlorure ferrique permet un meilleur enlèvement de la turbidité que l'alun, mais occasionne un colmatage plus rapide des filtres.

Van Benschoten et Edzwald (1990) comparent les performances de l'alun et d'un coagulant préhydrolysé, le PACl dans des eaux à 25°C et à 4°C. Le temps de floculation est de 30 minutes suivie d'une heure de décantation. Les résultats montrent que le pH optimal varie en fonction de la température pour l'alun ce qui confirme les résultats de CAMP et al. (1940). Le pH optimal passe d'environ 6 à environ 6,8. L'augmentation du pH permet, dans cette étude, de contrer partiellement les effets néfastes d'une basse température. Quant au PACl, une basse température est moins nuisible, la turbidité, la mobilité électrophorétique ainsi que la solubilité des composés dérivés de l'aluminium sont moins affectés. La précipitation des produits formés à partir du PACl est possible sur une plage plus large de pH. L'étude a donc conclu que les effets d'une eau froide sont de nature chimique et que le PACl donne des meilleurs résultats que l'alun.

Dans une autre étude, les mêmes auteurs (Van Benschoten et Edzwald, 1990b) montrent que l'augmentation du pH optimal de coagulation au-dessus de 7 compense l'effet négatif d'une baisse de la température sur l'enlèvement des acides fulviques. Dans les conditions testées, les doses optimales en équivalent Al_2O_3 pour l'alun et le

PACI sont identiques. Par contre, la eau meilleure décantée obtenue avec l'alun demeure moins bonne que celle obtenue avec le PACI parce que le phénomène d'hydrolyse pour l'alun est altéré davantage (vérifié aussi par Maulding et Harris, 1968).

2.2.8.2 Effets du pH

Le pH est un des paramètres qui affecte le plus la coagulation-floculation. Son contrôle est donc suggéré. Selon les caractéristiques d'une eau, il existe un pH optimal permettant la meilleure coagulation (Julien, 1983). Ce pH se situe souvent dans la plage où la solubilité du coagulant utilisé est minimale, ce qui permet une meilleure précipitation. Le contrôle du pH permet aussi d'améliorer la coagulation lorsque la température de l'eau est faible.

2.2.8.3 Effets de l'alcalinité

L'alcalinité naturelle de l'eau réagit avec l'alun pour former le précipité d'hydroxyde d'aluminium. Il faut donc un minimum d'alcalinité pour que l'alun agisse correctement. Ce minimum permet aussi de stabiliser le pH dans la plage optimale au cours de la coagulation (Julien, 1983). Dans les eaux de faibles alcalinités, des coagulants préhydrolysés peuvent s'avérer avantageux car ils en consomment moins.

2.3 FLOCULATION

La floculation est le processus qui favorise les contacts entre les particules colloïdales déstabilisées et leur agglomération. Deux mécanismes assurent la mobilité des particules : le mouvement brownien (floculation péricinétique); et le brassage mécanique (floculation orthocinétique).

2.3.1 Floculation péricinétique

Durant ce type de floculation, le mouvement brownien des particules est fonction de la température de l'eau. Lorsqu'elles entrent en contact, les particules ont tendance à

s'agglutiner les unes aux autres. Le nombre total de particules varient donc selon l'équation suivante :

$$\frac{dN}{dt} = -4 \frac{\Gamma k \theta (N)^2}{3\eta} \quad (2.8)$$

où N = nombre de particules par m^3
 Γ = facteur tenant en compte l'efficacité des collisions
 k = constante de Boltzmann ($1,38 \times 10^{-23} \text{ J} \cdot \text{K}^{-1}$)
 θ = température (K)
 η = viscosité dynamique de l'eau ($\text{Pa} \cdot \text{s}$)

Le taux de variation du nombre de particules, lors de la floculation péricinétique est important lorsque la taille des particules est inférieure à 1 micron. Au-delà de cette taille, d'autres mécanismes doivent être utilisés afin d'assurer un taux d'agrégation des particules raisonnable.

2.3.2 Floculation orthocinétique

Ce type de floculation est fonction de l'énergie dissipée dans le fluide. Elle est donc causée par le brassage de l'eau qui permet d'augmenter les chances de contacts entre les particules. La vitesse du fluide varie dans l'espace et dans le temps et est caractérisée par le gradient de vitesse, G . L'efficacité du processus est exprimée selon l'équation suivante lorsque le régime est turbulent :

$$\frac{dN}{dt} = -\frac{2}{3} \Gamma G d^3 N^2 \quad (2.9)$$

où G = gradient de vitesse (s^{-1})
 d = diamètre des particules (m)

Le gradient de vitesse est défini selon l'équation (Camp et Stein, 1943) :

$$G = \sqrt{\frac{P}{\mu V}} \quad (2.10)$$

Où P = puissance réellement dissipée (W)
 V = volume du bassin m³
 μ = viscosité dynamique de l'eau (kg/m*s)

Selon le degré de floculation désiré, une agitation plus ou moins énergétique doit être effectuée. Il existe différents types de flocculateur mais dans le cadre de cette étude, un agitateur à pâles est celui qui est utilisé puisqu'il répond aux objectifs de simulation du procédé ACTIFLO® tel que décrit dans la section 2.4.

2.3.3 Effets de la température sur la floculation

Une étude approfondie de l'effet de la température sur la floculation a été faite par Mohtadi et Rao (1973). Les variations du potentiel Zéta sont analysées de même que les taux de formation de floccs, les doses des produits chimiques ainsi que les pH optimaux. Dans cette étude, les coagulants utilisés sont l'alun et des polyélectrolytes cationiques (Purifloc 32-C), nonioniques (Magnifloc 900N) et anioniques (Magnifloc 870A). Les résultats montrent que dans les conditions des essais (glaises kaolines et bentonite à des températures entre 1°C et 20°C) les potentiels zéta ne varient pas avec la température. Par contre, la mobilité électrophorétique diminue avec la température à cause de l'augmentation de la viscosité de l'eau. Pour l'alun, l'impact d'une baisse de la température est compensé par une augmentation de la dose d'alun ou par une augmentation du pH (nouvelle zone optimale de pH 6,6 à 6,8). Les résultats montrent également que le taux de formation des floccs est dépendant de la température dans le cas de l'alun, par contre lors de l'utilisation d'un polyélectrolyte cationique, la température n'a pas d'effet sur le taux de formation des floccs. Les auteurs montrent aussi que les polyélectrolytes anioniques et nonioniques ne réussissent pas à provoquer une floculation des particules chargées négativement. Ce résultat va à l'encontre de ce qu'ont démontré Gan et al. (1991). Bien que des polyélectrolytes différents soient

employés (poly-(Na-acrylamidoalkanoates)), Gan et al. ont réussi à montrer que des polyélectrolytes anioniques peuvent provoquer une floculation de particules chargées négativement. La différence entre les deux résultats peut-être attribuée aux conditions différentes de chacune des études et au fait que lors de la première étude, la floculation est possible seulement si une étape préalable de neutralisation des charges est effectuée. Dans la seconde étude, les polyélectrolytes sont utilisés en tant qu'aides-coagulants et le mécanisme de floculation dominant est le pontage entre les particules préalablement déstabilisées par un autre coagulant.

Une étude (Kank et al., 1995) tente de déterminer les effets de la température sur la coagulation et la floculation d'une glaise kaoline par le nitrate ferrique. Il a d'abord été montré que l'augmentation du pH de 6 à 8 fait augmenter le taux de floculation. Ce taux peut aussi être amélioré en augmentant l'intensité du mélange lent. L'effet de la température sur le pH optimal est bien illustré. Ce dernier passe de 6,8 à 23°C à 7,5 à 5°C afin que le nombre d'ions OH⁻ (diminution du pOH) soit maintenu. Les résultats de cette étude confirment ceux exposés précédemment.

L'étude de Hanson et Cleasby (1990) porte sur les effets causés par les modifications de l'intensité des mélanges. Ces modifications sont faites afin de contrer les effets des baisses températures. Cette recherche a tenu compte de la configuration des hélices de mélange. Les résultats sont peu concluants et permettent d'affirmer que les caractéristiques des floes sont plus importantes que les caractéristiques du mélange dans le contrôle de la floculation à basse température. Les analyses montrent aussi que les floes formés à l'aide d'un coagulant à base de fer sont plus solides et résistent mieux aux forces de cisaillement que les floes formés à l'aide d'un coagulant à base d'aluminium. Les auteurs concluent également qu'une floculation par pontage est plus efficace que par adsorption-neutralisation. Ils proposent d'utiliser l'alun en eau froide s'il est

accompagné d'une polymère cationique. Ce dernier, agissant en tant que coagulant primaire doit être ajouté dans l'eau avant l'alun.

2.4 LA FLOCCULATION LESTÉE

La floculation lestée est un procédé ingénieux visant à optimiser la décantation des floccs résultant de l'addition d'un coagulant. Son fonctionnement est basé sur la fixation d'un micro-sable sur les floccs à l'aide d'un polymère. Le micro-sable qui a une densité relative supérieure à l'eau (2,6) permet d'augmenter la densité des floccs et ainsi d'accroître leur vitesse de décantation. Son application à l'échelle industrielle (ACTIFLO®) est récente, elle date de 1988. Avant cette date, la floculation lestée était utilisée dans le procédé CYCLOFLOC, ancêtre de l'ACTIFLO®.

2.4.1 Le procédé ACTIFLO®

Le procédé ACTIFLO® est le fruit d'une collaboration entre OTV, la Compagnie Générale des Eaux (CGE) et le Syndicat des Eaux d'Île de France (S.E.D.I.F.). Le procédé, qui vient de faire son entrée en Amérique du Nord fut développé en 1988. C'est un procédé de décantation lamellaire à floccs lestés qui assure la séparation par floculation-décantation des matières en suspension des eaux de surface (GUIBELIN, 1990). Le procédé ACTIFLO® s'insère entre l'étape de coagulation et l'étape de filtration. Un schéma du procédé est présenté sur la figure 2.6.

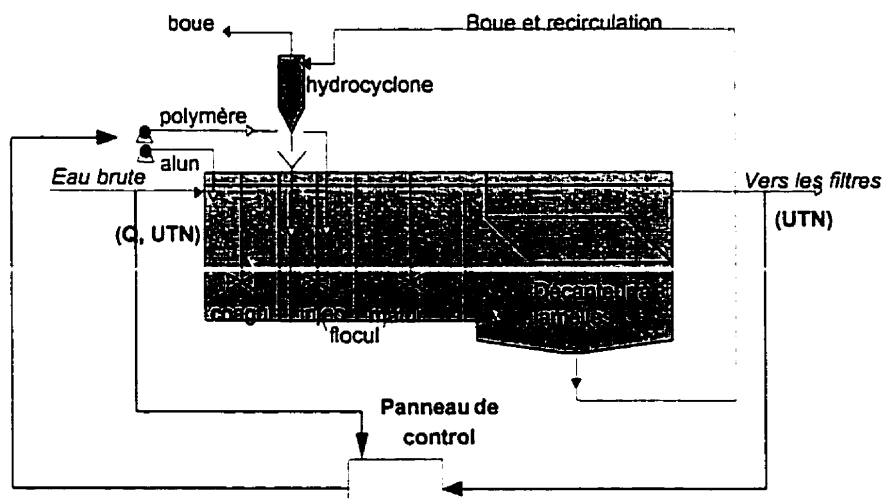


Figure 2.6 Schéma du procédé ACTIFLO®

Avant d'entamer l'étape de floculation, on ajoute le coagulant afin de permettre une déstabilisation de la matière à coaguler. Cette coagulation se produit alors que l'eau brute entre dans le premier bassin ou en amont de celui-ci (figure 2.6). Dans le second bassin, appelé bassin d'injection, le micro-sable et un polyélectrolyte sont ajoutés. Le mélange rapide permet d'assurer la dispersion du micro-sable et du polyélectrolyte dans l'eau à traiter. La matière en suspension, maintenant coagulée, se fixe sur le micro-sable de faible granulométrie (environ 100 μm), et y crée une surface réactive. Cette fixation est faite à l'aide du polyélectrolyte (Guibelin, 1990). L'eau entre ensuite dans le troisième bassin où a lieu la maturation du floc.

Les temps de séjour dans les trois bassins, coagulation, injection et maturation, au débit de conception (nominal) sont de 2 minutes, 2 minutes et 6 minutes respectivement (Guibelin, 1990). L'eau entre ensuite dans le décanteur équipé d'un bloc lamellaire. L'eau décantée est évacuée par un collecteur vers l'étape de filtration.

Les flocs décantés sont collectés soit par un racleur vers un puisard central soit au fond d'une trémie. Les sédiments formés de boues et de micro-sable sont pompés en continu

vers un hydrocyclone. L'hydrocyclone crée un tourbillon centrifuge qui sépare le micro-sable de ses impuretés. On récupère ainsi la quasi-totalité du micro-sable. Des appareils spécialisés permettent de contrôler les doses de micro-sable et de polymère, le taux de recyclage ainsi que le gradient de vitesse dans les cuves de floculation.

Une étude réalisée par Dianous et Dernaucourt (1991) compare les cinétiques de formation des floes dans un procédé classique et dans ACTIFLO®. Les paramètres utilisés afin d'effectuer cette comparaison sont tirés de l'équation proposée par Argaman et Kauffman (1970) :

$$\frac{dN}{dt} = -K_a GN + K_b G^2 \quad (2.11)$$

où N = concentration de particules libres
 K_a = constante d'agrégation
 K_b = constante de détérioration (s)
 G = gradient de vitesse (s^{-1})
 t = temps (secondes)

Le premier terme de l'équation est une mesure de l'ampleur de l'agrégation alors que le deuxième terme est une mesure de l'ampleur de la détérioration des agrégats due à la turbulence, les collisions trop violentes, et la température. Les résultats montrent que dans le cas de ACTIFLO®, le gradient de vitesse optimal est environ dix fois plus élevé ($700 s^{-1}$) que dans un procédé classique ($75 s^{-1}$). De plus, la constante de détérioration K_b est 25 fois plus petite que pour un traitement classique (Dianous et Dernaucourt, 1991). Le temps requis pour un enlèvement de 80 % des particules est réduit également, il passe de 10 à 3 minutes. Les résultats obtenus montrent que les floes formés sont plus solides et cohésifs. Les floes résistent mieux à une augmentation du gradient de vitesse.

2.4.1.1 La décantation

Ce procédé permet de séparer le floc de l'eau. Dans le procédé ACTIFLO, un décanteur lamellaire à contre-courant (Gauthier, 1996) est utilisé. L'enlèvement des flocs est optimisé puisque ces derniers, rendus plus lourds à cause du micro-sable, ont une densité plus élevée ce qui leur permet de chuter plus rapidement. L'équation de Stokes (2.12) évalue la vitesse de chute des flocs en fonction de la densité de l'eau et des flocs, et du diamètre de ces derniers.

$$V = \frac{1}{18} \frac{g}{\mu} D^2 (\rho_1 - \rho) \quad (2.12)$$

Où g = constante de gravité (m^2/s)
 μ = viscosité
 D = diamètre des flocs
 ρ_1 = gravité spécifique des flocs
 ρ = gravité spécifique de l'eau

L'étude de Dianous et Dernaucourt (1991) sur la floculation lestée cherche à déterminer la granulométrie adéquate du micro-sable pour que la vitesse de chute soit optimale. Dans l'équation 2.12, les deux paramètres importants sont la densité des flocs et leur diamètre. Ainsi, plus le diamètre des flocs est grand, plus la vitesse de chute est grande. En faisant varier la granulométrie du micro-sable, Dianous et Dernaucourt (1991) montrent que même si la chute des grains plus gros de micro-sable est plus élevée comme l'équation 2.12 le montre, leur agglomération avec les particules coagulées est moins efficace. Ils concluent que le micro-sable ne devrait pas avoir un diamètre supérieur à 160 μm . L'utilisation d'une granulométrie supérieure se traduit en un enlèvement moins efficace de la turbidité.

La grosseur et la densité des flocs lestés permettent de traiter 60 m^3 par mètre carré de surface au miroir des décanteurs à lamelles et par heure. Cela correspond à une vitesse

de décantation de 60 m/h. Les décanteurs à lamelles, utilisés dans le procédé ACTIFLO® fonctionnent sous une charge hydraulique d'environ 40 m/h (Gauthier, 1996).

2.4.1.2 Avantages du procédé ACTIFLO®

L'avantage le plus important est que le temps de séjour est inférieur à 15 minutes au débit nominal de conception. Ce temps est nettement moins long que dans un procédé conventionnel. L'utilisation de la floculation lestée requiert donc beaucoup moins d'espace. L'espace requis occupe environ 5 % de l'espace utilisé par un système de CFD conventionnel. Cette technologie permet de produire de l'eau ayant des qualités égales ou supérieures aux eaux produites à l'aide de procédés conventionnels mais en utilisant un espace beaucoup plus petit.

2.5 SIMULATION DE LA COAGULATION-FLOCULATION- DÉCANTATION EN JAR TEST

L'origine du Jar test est difficile à retracer, son utilisation remonte à plusieurs décennies. Les avantages du Jar test sont importants; en voici quelques-uns : (1) déterminer les doses optimales de produits chimiques (coagulants et aides-coagulants), (2) prédire la qualité de l'eau décantée, (3) déterminer le pH optimal de coagulation, (4) déterminer la solidité des floes formés, (5) déterminer les intensités de mélange optimal, etc (Hudson et Wagner, 1981).

L'essai de Jar test vise à reproduire en bécher des conditions similaires à celle retrouvées en usine, c'est-à-dire l'ajout des mêmes doses de produits chimiques, des mêmes temps de contact et des intensités de mélange. Généralement, l'ajout de coagulant est suivi d'un mélange rapide en bécher à environ 100 rpm pendant 3-5 minutes. Afin d'obtenir des floes plus gros et plus facilement décantables le mélange est suivi d'une période de

15 à 30 minutes durant laquelle la vitesse de rotation des pales est de 40 à 60 rpm. Le temps de décantation varie selon la vitesse de traitement simulée et peut aller jusqu'à 90 min (LYTLE, 1994). Les Jar tests peuvent être effectués sur des rampes de floculation pouvant contenir 4 à 6 béchers circulaires ou carrés de 1 ou 2 litres. Les pales les plus utilisées ont une forme rectangulaire de dimensions 7,78 cm x 2,70 cm (Spzak et al., 1996). L'étude de Spzak et al. (1996) sur les facteurs influençant le Jar test a toutefois montré que la forme des pales et des béchers n'avaient pas d'effets significatifs sur les performances du test.

Plusieurs articles dénoncent le manque de corrélation entre les résultats des Jar test et les résultats obtenus par les usines, ils soulignent cependant que le Jar test donne des informations utiles (Hudson, 1973). L'étude de Hudson (1973) a par ailleurs montré que si le Jar test donne de meilleurs résultats qu'en usine, le procédé en usine peut être amélioré. L'étude de Griffith et Williams (1972) a également conclu qu'il est possible de concevoir des unités de traitement performantes en utilisant l'information obtenue à l'aide de Jar test. En effet, ces essais ont permis d'optimiser par exemple l'usine de filtration de Phoenix, Arizona, pour l'enlèvement de la turbidité en variant les temps de rétention, les points d'injection des produits chimiques ainsi que l'intensité de mélange.

Le Jar test est souvent utilisé pour déterminer l'intensité optimale du mélange. Cette application demeure controversée car plusieurs chercheurs remettent en question l'utilité des mesures du gradient de vitesse, G , qui décrit l'intensité d'un mélange (Cleasby, 1984, Clark, 1985, Hanson et Cleasby, 1990, Han et Lawler, 1992). En effet, des différences importantes entre l'échelle laboratoire et l'échelle industrielle subsistent au niveau de la configuration des bassins et des pales de mélange. De plus, la mesure du gradient de vitesse G n'est qu'une mesure moyenne de l'intensité de mélange dans un volume donné alors que l'intensité de mélange serait bien plus élevée dans la zone située près de la pale. Même dans un bécher utilisé pour le Jar test, le mélange n'est pas

uniforme. Près des pales, il est de 4 à 6 fois plus important que l'intensité moyenne mesurée par G (Stanley et Smith, 1995). L'étude de Stanley et Smith (1995) montre que les corrélations entre le mélange en Jar test et celui en usine dépendent des types de mélangeurs utilisés. Les corrélations demeurent donc difficiles pour des raisons de variations hydrodynamiques entre les deux échelles de mélange.

CHAPITRE III

3. MATÉRIEL ET MÉTHODES

Ce chapitre décrit en premier lieu la méthode de simulation de la floculation lestée utilisée au cours de cette recherche. Le matériel utilisé ainsi que les méthodes de mesure sont également décrits. Finalement, les approches expérimentales utilisées pour atteindre les objectifs de cette recherche sont détaillées.

3.1 DESCRIPTION DU JAR TEST SIMULANT LA FLOCCULATION LESTÉE

La procédure du Jar test a été modifiée afin de mieux simuler la floculation lestée. L'intensité du mélange, la position des pales de rotation ainsi que la séquence d'ajout des produits chimiques et du micro-sable ont été modifiés. Le micro-sable, ajouté afin d'alourdir les flocs, est difficile à maintenir en suspension, il a donc fallu augmenter l'intensité de mélange et la position des pales dans le bécher. De plus, l'ajout des produits chimiques doit être fait selon des séquences bien précises afin de bien simuler la floculation lestée telle qu'appliquée en usine. Ces modifications ont conduit à une procédure de Jar test modifiée proposée par Gagné et al. (1997) telle que décrite ci-dessous.

Jar test modifié

1. Préparer les béchers circulaires de 1 litre (2 à 4) en y versant 1 litre d'eau brute à traiter;
2. Placer les béchers sur la rampe de floculation (Phipps and Bird) capable de générer une vitesse de rotation d'au moins 150 rpm.
3. Avant le début d'un essai, s'assurer que les différents produits chimiques sont préparés (ref. section 3.2.1) et placés dans des seringues;

4. Régler les temps de contact des différentes étapes de traitement (coagulation-injection-floculation-décantation) en programmant la rampe de floculation. Ces temps doivent être les mêmes que ceux utilisés en usine;
5. Débuter l'agitation à une vitesse de rotation de 150 rpm, vitesse qui demeure constante tout au long de l'essai;
6. Ajouter simultanément l'alcali (si nécessaire pour l'ajustement du pH de coagulation) dans chaque bécher et immédiatement après, ajouter le coagulant;
7. Attendre 10 à 15 secondes et démarrer le programme des séquences de mélange. L'intensité du mélange est constante mais les durées de chaque étape servent à simuler le passage de l'eau dans les différents bassins;
8. Après le temps de rétention du bassin de coagulation, ajouter une certaine proportion du polymère et le micro-sable;
9. Après le temps de rétention du bassin d'injection, ajouter le polymère restant;
10. Analyser l'eau décantée pour les différentes variables de réponse.

3.2 MATÉRIEL

Le matériel requis pour le Jar test modifié est le même que celui utilisé pour un Jar test classique. La préparation des produits chimiques utilisés ainsi que les étapes suivies lors de l'échantillonnage des eaux brutes et décantées sont décrites dans les sous-sections suivantes.

3.2.1 Préparation du matériel

3.2.1.1 Coagulant

Les coagulants utilisés sont l'alun liquide (50%), le PASS-100 et le PACl. Ils ont été fournis sous forme de solutions commerciales par les usines de traitement simulées au cours de nos essais. Ces coagulants sont dilués (1:10) avec de l'eau Milli-Q

immédiatement avant leur utilisation. Cela permet de diminuer l'erreur sur les micro-volumes utilisés lors des essais.

3.2.1.2 Polymère

Plusieurs polymères ont été utilisés au cours de cette recherche. Il s'agit de l'Aquafloc 464, du polymère AKP et des Percol de série LT (LT-22, LT-25 et LT-27) tous sous forme de poudre. Des solutions sont préparées en utilisant l'eau de service de l'usine considérée.

Mode de préparation : diluer 0,2 g de polymère dans 100 ml d'eau de service et agiter à haute intensité à l'aide d'un barreau magnétique pendant au moins une heure. Ensuite, diluer la solution-mère obtenue selon un ratio de 1:20. La solution-fille de polymère de 0,01 % est stable pendant 12 heures.

3.2.1.3 Ajustement du pH

Dans certains cas, le pH a été ajusté afin d'obtenir un pH de coagulation précis. Selon les besoins, nous avons utilisé de l'acide sulfurique pour baisser le pH ou de l'hydroxyde de sodium pour l'augmenter. La solution d'hydroxyde de sodium est préparée en diluant 4 g d'hydroxyde de sodium en poudre dans un litre d'eau. L'acide sulfurique utilisée était une solution de 0,02 N.

3.2.1.4 Temps de contact

La rampe de floculation est programmée afin de simuler les 4 étapes du procédé ACTIFLO®. Au débit nominal de l'usine, les temps de rétention hydraulique sont de 2 min, 2 min, 6 min et 3 min pour les bassins de coagulation, d'injection, de maturation et de décantation respectivement. Les temps réels en usine sont calculés en multipliant les temps nominaux (2-2-6-3) par le ratio $Q_{\text{nominal}}/Q_{\text{réel}}$. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'un débit réel de 600 m³/d est traité dans une usine qui peut traiter 1800 m³/d, les temps de

contact dans les bassins sont de 6 min, 6 min, 18 min et 9 min. La même procédure a été utilisée pour ajuster les temps des différentes étapes du Jar test modifié.

3.2.1.5 Préparation des essais en eau froide

La température de l'eau des Jar test doit être maintenue constante et égale à celle observée en usine. L'été, cela ne présente aucune difficulté particulière et les essais peuvent être réalisés en laboratoire. Par contre, l'hiver, lorsque la température de l'eau traitée en usine frôle le seuil de congélation, certaines précautions doivent être prises. Dans le but de maintenir une température froide (près de 0°C), les béciers sont placés dans des bacs remplis d'eau et de glace (Photos en annexe) et conservés dans un congélateur à -22 °C pendant 20 minutes. L'eau brute atteint rapidement une température se situant entre 0 et 1 °C et peut par la suite être utilisée pour un Jar test. Durant ce test, la température de l'eau est maintenue entre 1 et 3 °C.

3.2.1.6 Échantillonnage des eaux brutes et décantées en usine

Des bidons de 20 litres sont lavés et rincés avant chaque campagne d'échantillonnage. Des bouteilles de 1 litre sont également préparées pour récupérer de l'eau décantée et de l'eau de service utilisée pour la préparation du polymère.

Les paramètres de contrôle du procédé à l'usine (doses des produits chimiques, débits, séquence d'ajout des produits chimiques) ainsi que la qualité des eaux brutes et décantées (turbidité, alcalinité, pH, couleur et température) sont notées. L'eau décantée est ensuite prélevée dans les goulottes à la sortie des décanteurs lamellaires. Une mesure de la filtrabilité avec le même dispositif de filtration utilisé en laboratoire est faite immédiatement après le prélèvement. Les échantillons d'eau brute sont prélevés dans la conduite d'alimentation d'eau brute de l'usine.

De retour au laboratoire de l'École Polytechnique de Montréal, des mesures additionnelles de turbidité, de pH et d'alcalinité sont faites sur les deux types d'eau. Des mesures d'absorbance UV à 254 nm et de COT sont faites sur les eaux brutes et décantées également. Les échantillons d'eau brute et d'eau décantée sont conservés à une température d'environ 5°C. Les essais en Jar test doivent être faits le jour même ou au plus tard durant les 3 jours suivant la campagne d'échantillonnage. Des analyses quotidiennes de l'eau brute sont faites afin de s'assurer que leurs qualités ne varient pas.

3.3 MÉTHODES ANALYTIQUES

3.3.1 Méthodes de mesure des variables de qualité

Les variables de qualité sont : le pH, l'alcalinité, la turbidité, l'absorbance UV, le COT ainsi qu'une estimation de la filtrabilité des eaux décantées. Ces variables permettent de comparer les performances observées en usine et celles observées en laboratoire. Le tableau ci-dessous résume les méthodes utilisées pour mesurer les différentes variables mentionnées ci-haut.

Tableau 3.1 Méthodes de mesure des variables de réponse

| Variables de qualité | Méthodes employées | Références |
|----------------------|---|-----------------------------------|
| Température | Thermomètre | |
| pH | PH-mètre | |
| Alcalinité | Titrimétrie à l'acide sulfurique (0,02 N) | (APHA et al. 1995) |
| Turbidité | Turbidimètre HACH 0-200 | Méthode 2130 B (APHA et al. 1995) |
| Absorbance UV | Spectrophotomètre Miltron Roy SPECTRONIC 1001 Plus à 254 nm | |
| COT | Oxydation UV-persulfate (Dorhman-180) | Méthode 5310c (APHA et al. 1995) |

3.3.1.1 Mesure de filtrabilité

La mesure de la filtrabilité n'est pas standardisée. Elle permet tout de même de comparer des échantillons d'eau entre eux. Une filtration plus rapide d'un certain échantillon indique qu'il encrasserait moins les filtres rapides. Par contre, on ne peut pas, à partir d'un échantillon d'eau, déterminer son impact réel sur la durée d'un cycle de filtration en usine. Il s'agit d'une mesure qualitative et non quantitative de l'eau décantée. Ainsi, une eau décantée ayant un temps de filtration plus court aurait moins tendance à colmater un filtre rapide qu'une eau ayant un temps de filtration plus long.

La méthode utilisée consiste en la filtration de 200 ml d'eau décantée à travers un filtre en acétate+ de marque MSI d'une porosité de 0,45 μm . La force de succion est maintenue constante à 63,5 mm (25 po.) de mercure. Le temps requis pour filtrer l'échantillon est inversement proportionnel à la facilité de filtration de l'échantillon. Le même dispositif de filtration portable de marque Millipore a été utilisé pour toutes les mesures. Nous avons également noté que le changement du type de filtre conduit à des résultats différents. Le même type de filtre a donc été utilisé pour faire toutes les mesures. Malgré les précautions prises, la précision des mesures demeure faible. Des tendances peuvent cependant être observées d'une eau à l'autre, les duplicata confirment généralement la différence de filtrabilité des deux eaux.

3.3.1.2 L'indice SUVA

Cet indice indique si la matière organique dissoute contenue dans l'eau brute peut être enlevée par coagulation. L'indice SUVA est calculé en divisant l'absorbance UV en m^{-1} par le COT en mg/l . Une valeur inférieure à 2 indique que la coagulation des composés organiques sera probablement difficile et peu efficace alors qu'un indice supérieur à 4 annonce une bonne efficacité de la coagulation (Edwards, 1996).

3.4 APPROCHE EXPÉRIMENTAL

3.4.1 Reproduction des résultats usines en laboratoire

Les premiers essais ont pour objectif de valider la méthode afin qu'elle reproduise bien ce qui se passe à l'usine. Quatre usines qui utilisent le procédé ACTIFLO® ont été retenues pour les essais de comparaison. Chacune de ces usines utilise un coagulant et/ou un polymère différent et traite une eau brute provenant d'une rivière différente. Les caractéristiques de ces eaux brutes sont présentées sur le tableau 4.1. Des essais ont été faits en eau chaude (été, 20°C) et en eau froide (hiver, 3°C). Lors de certains de ces essais de validation, l'intensité de mélange, l'aluminium résiduel et la vitesse de décantation des floes ont aussi été mesurés.

3.4.2 Reproduction des résultats laboratoires à l'usine

Nous avons également tenté de vérifier si l'usine se comporte de la même façon que sa simulation en laboratoire, c'est-à-dire vérifier si la méthode de simulation arrive à prédire les performances d'un ACTIFLO® à pleine échelle. Pour ce faire, des conditions d'opération différentes de celles utilisées en usine sont d'abord testées en laboratoire. Ensuite, ces nouvelles conditions sont imposées en usine et nous vérifions si les performances de l'usine sont semblables à celles du Jar test.

3.4.3 Étude en laboratoire de la floculation lestée

3.4.3.1 Plan d'analyse statistique

Un plan expérimental permettant une analyse statistique des paramètres de contrôle impliqués a été élaboré avec l'aide de M. Bernard Clément, Ph.D., professeur au département des Mathématiques à l'École Polytechnique de Montréal. Ce plan peut être décrit de la façon suivante:

- Parmi les 7 paramètres de contrôle retenus, identifier les paramètres les plus influents dans la floculation testée. Pour cela, trois types d'eau différentes ont été considérées (St-Jérôme, St-Lambert et St-Anselme);
- Les paramètres de contrôle sont : la dose de coagulant, la dose de polymère, la dose de micro-sable, le pH de coagulation, les durées de mélange rapide, de floculation et de décantation.
- Le plan A, présenté au tableau 3.2, comprend 17 essais dans lesquels on fait varier chaque paramètre selon trois modalités (valeur élevée, (+1), valeur faible (-1) et valeur centre (0)). Les essais avec les valeurs centres (0) sont répétés 5 fois alors que les autres essais sont effectués en duplicata. Le nombre total d'essais en laboratoire pour le plan est donc de 37 essais.

Analyse des résultats

L'analyse des résultats a été faite à l'aide du module « Experimental Design » du logiciel Statistica de STATSOFT INC. Pour chacune des variables de réponses (turbidité, absorbance UV, COT et filtrabilité), un modèle mathématique permettait d'évaluer le rôle joué par chacun des paramètres de contrôle. Un exemple de modèle est représenté ci-dessous :

$$Y(\text{variable_de_réponse}) = \beta_0 + \sum_{j=1}^8 \beta_j x_j + \sum_{k=1}^6 \gamma_k z_k \quad (3.1)$$

Ce modèle représente une des 5 variables de qualité (Y) alors que les paramètres de contrôle sont représentés par x_j . Les variables z_k représentent les interactions au second degré des paramètres de contrôle $x_j * x_{j'}$ ($j \neq j'$). Les coefficients β sont calculés par STATISTICA à partir des résultats des essais. Les paramètres importants sont déterminés selon l'importance de son coefficient β . Les résultats sont représentés sous forme de matrices des valeurs X en fonction des valeurs Y et B (matrice des coefficients

β des paramètres). En isolant la matrice des valeurs B, on peut ainsi calculer leur valeur selon les étapes ci-dessous:

$$X^{-1}Y = X^{-1}XB \quad (3.2)$$

$$B = (X^{-1}X)^{-1}X^{-1}Y \text{ donc,} \quad (3.3)$$

$$B = D^{-1}X^{-1}Y, \quad (3.4)$$

en sachant que X est orthogonal et que $X^{-1}X$ est une matrice diagonale D. Ainsi, on peut calculer β selon :

$$\beta = \frac{1}{k} \sum_{i=1}^k x_{ji} y_i \quad (3.5)$$

Le pourcentage d'explication de variabilité pour chacun des paramètres et interactions se calcule simplement en connaissant les valeurs de B pour chacun d'eux :

$$X(\%) = 100 \times \frac{\beta_j^2}{\sum_{i=1}^7 \beta_i^2} \quad (3.6)$$

Les désavantages d'une analyse par design factoriel fractionnel faisant varier les paramètres selon 3 modalités se situent au niveau du choix de la largeur des plages de variation. La qualité de l'analyse et de la valeur des résultats dépend de ce choix. En effet, le choix d'une plage beaucoup trop large ou beaucoup trop étroite peut annuler ou grossir l'effet de ce paramètre.

Tableau 3.2 Matrice des valeurs codées et des plages des valeurs pour chacune des usines simulées

| Essai # | Rep. | Dose coag. | Dose poly. | pH | Coag. T | Floc. T | Dec. T | dose MS | Temp. |
|--------------------|------|-----------------------|-------------------|-------------|------------|---------------|---------------|---------|-------|
| | | Xa | Xb | Xc | Xd | Xe | Xf | Xg | Xh |
| 1 | 2 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 |
| 2 | 2 | 1 | -1 | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 1 |
| 3 | 2 | -1 | 1 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 |
| 4 | 2 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 |
| 5 | 2 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 6 | 2 | 1 | -1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 | 1 |
| 7 | 2 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 |
| 8 | 2 | 1 | 1 | 1 | -1 | -1 | -1 | 1 | -1 |
| 9 | 2 | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 10 | 2 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 |
| 11 | 2 | -1 | 1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 | -1 |
| 12 | 2 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 | -1 | 1 |
| 13 | 2 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 |
| 14 | 2 | 1 | -1 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 |
| 15 | 2 | -1 | 1 | 1 | 1 | 1 | -1 | -1 | -1 |
| 16 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 17 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Plage de variation | | | | | | | | | |
| TP 1 | | 40-70 mg/L | 0.25-0.55 mg/L | 6.3- 6.9 | 0.75-1.25* | 0.75- 1.25 | 0.75- 1.25 | 0.75-5 | N/A |
| TP 2 | | 6-20 mg/L | 0.05-0.15 mg/L | 7-7.8 | 0.75-1.25 | 0.75- 1.25 | 0.75- 1.25 | 1-5 | 2-20 |
| TP 3 | | 30-62 ul de PASS/L | 0.2-0.6 mg/L | N/A | 0.4-1.6 | 0.4-1.6 | 0.4-1.6 | 1-5 | N/A |

*Valeur multipliée au temps de rétention des bassins (exemple : à 40 m/hr, le temps de coagulation est de 2 minutes)

3.4.3.2 Études comparatives de l'alun, du PASS et du PACl en eau froide

Un second plan d'essais a été élaboré pour répondre à des questions précises sur le procédé ACTIFLO®. Ce plan vise à déterminer le coagulant le plus efficace pour la floculation lestée en eau froide. De plus, nous avons tenté de déterminer le temps de coagulation minimal pour ces différents coagulants. Les coagulants considérés sont l'alun, le PASS et le PACl.

3.4.3.3 Essais particuliers sur la floculation lestée

Dans le but de compléter l'étude de la floculation lestée, nous avons effectué quelques essais complémentaires. Ces essais ont permis de répondre des questions précises à savoir l'effet de la dose de polymère sur la concentration de micro-sable. En résumé, lors de ces essais, nous avons fait varier les doses de micro-sable et de polymère afin de mieux expliquer le comportement des variables de qualité de l'eau décantée.

Les résultats des approches expérimentales décrites ci-dessus sont discutés dans le chapitre 4.

CHAPITRE IV

4. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

4.1 REPRODUCTION DES RÉSULTATS USINES EN LABORATOIRE

Les essais décrits dans ce chapitre ont pour but de vérifier que la floculation lestée peut-être reproduite au laboratoire à l'aide d'essais de Jar test modifiés. Les résultats de ces essais sont comparés aux résultats observés dans quatre usines de traitement des eaux potables utilisant le procédé ACTIVFLO®. Ces quatre usines traitent des eaux brutes de caractéristiques différentes (Tableau 4.1). Plusieurs essais de comparaison ont été réalisés tant en eau chaude qu'en eau froide.

4.1.1 Usine St-Jérôme

L'usine de traitement de l'eau potable de la ville de St-Jérôme est située au nord de l'île de Montréal. Elle puise son eau brute dans la Rivière du Nord ayant pour bassin de drainage une zone montagneuse et forestière.

La filière de traitement par floculation lestée inclut une décantation lamellaire, une filtration sur sable et anthracite et la désinfection au bioxyde de chlore. Une préoxydation au permanganate de potassium (KMnO_4) pour l'enlèvement des goûts et odeurs et une pré-désinfection au bioxyde de chlore ont lieu avant la coagulation. L'usine a un débit nominal de 54 000 m³/d et utilise l'alun comme coagulant. L'AQUAFLOC 464 d'abord utilisé comme polymère a été remplacé après les essais de simulation par le polymère AKP-52K13 (AKP, Ontario, Canada) à cause de son meilleur rendement en eau froide. En raison de la faible alcalinité de l'eau brute, une addition de NaOH avant la coagulation permet d'optimiser le pH de coagulation.

Les essais de simulation en Jar test ont tenu compte de la pré-oxydation et pré-désinfection, des temps de contact hydraulique dans les différents bassins ainsi que de la séquence d'ajout des produits chimiques et du micro-sable. Généralement, les essais ont été effectués pour une charge hydraulique sur les décanteurs à lamelles de l'ordre de 20 m/h à l'usine.

Tableau 4.1 Caractéristiques des eaux brutes et des conditions de traitement des usines simulées

| Usine | St-Jérôme, Qc | | St-Lambert, Qc | | Gatineau, Qc | St-Anselme, Qc |
|--------------------------------------|---------------|-------------|----------------|--------------|---------------|----------------|
| Période de la simulation | Automne | Hiver | Automne | Hiver | Automne | Hiver |
| Température (°C) | 10 | 4 | 9 | 4 | 14 | 1 |
| Turbidité (UTN) | 1,9 | 2,2 | 1,4 | 2,8 | 1,9 | 0,6 |
| Alcalinité (mg CaCO ₃ /L) | 26 | 30 | 87 | 100 | 14 | 29 |
| PH | 7,1 | 7 | 8 | 7,9 | 7,3 | 7 |
| Couleur (UCV) | 40 | 47 | 5 | 5 | | 15 |
| Absorbance UV (m ⁻¹) | 20,7 | 21,8 | 4,4 | 5,5 | 19,3 | 10,4 |
| COT (mg/L) | 5,0 | 4,9 | 2,5 | 2,5 | 5,3 | 3,03 |
| SUVA (L/mg/m) | 4,14 | 4,4 | 1,76 | 2,2 | 3,6 | 3,43 |
| Conditions de traitement | | | | | | |
| Type de coagulant | Alun | Alun | Alun | Alun | Alun | PASS |
| Dose de coagulant (mg/L) | 56 | 56 | 13 | 13 | 22 | 46 µl |
| Type de polymère | Aquafl. 464 | Aquafl. 464 | Percol LT-27 | Percol LT-27 | Percol LT-22S | Percol LT-27 |
| Dose de polymère (mg/L) | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,16 | 0,4 |
| Dose de NaOH (mg/L) | 18 | 18 | N/A | N/A | N/A | N/A |
| Dose de silice activée (mg/L) | N/A | N/A | N/A | N/A | 0,9 | N/A |
| pH of coagulation | 6,7 | 6,8 | 7,2 | 7,2 | 6,9 | N/A |
| Granulométrie du micro-sable (µm) | 85 | 85 | 110 | 110 | 85 | 85 |
| Dose de micro-sable (g/L) | 3 | 3 | 3 | 3 | 85 | 3 |
| Charge hydraulique (m/hr) | 20 | 20 | 30 | 30-50 | 35 | 32 |

4.1.1.1 Essais en eau tiède et chaude

Les premiers essais ont été effectués au cours de l'été 1998 lorsque la température de l'eau était de 22°C. Les résultats sont présentés sur la figure 4.1.1. Les colonnes de gauche pour les essais A et B représentent les résultats obtenus en usine. Les essais en laboratoire sont réalisés en triplicata et les moyennes sont comparées à la qualité de l'eau décantée en usine.

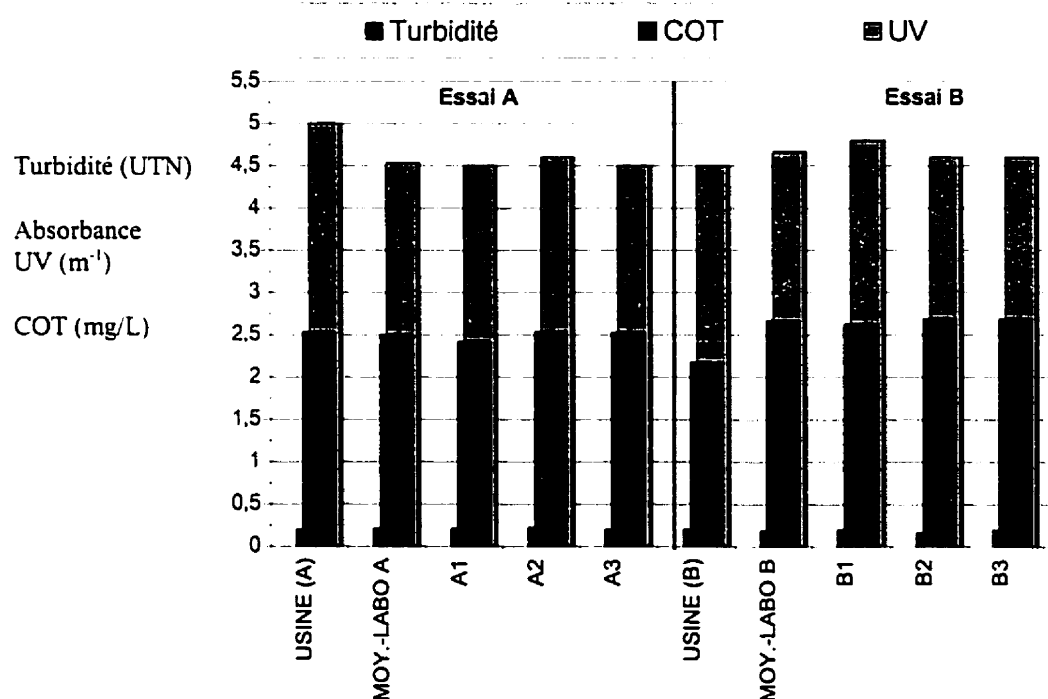


Figure 4.1.1 Comparaisons usine-laboratoire St-Jérôme (22°C, Juillet-Septembre/1998)

Les paramètres retenus pour évaluer la qualité de l'eau décantée sont : la turbidité, le COT, l'absorbance UV et la filtrabilité. Les résultats concernant la filtrabilité sont discutés dans la section 4.1.5. Les écarts relatifs entre les valeurs usines et les valeurs moyennes issues de simulations en laboratoire demeurent faibles en général (Tableau 4.1.1). Ces résultats montrent une bonne simulation en laboratoire du procédé réel de même qu'une bonne reproductibilité de la méthode expérimentale utilisée.

Tableau 4.1.1 Pourcentage d'erreur pour l'usine St-Jérôme (22°C, juillet-septembre/1998)

| Essais | Turbidité | COT | UV |
|-------------|-----------|--------|-------|
| MOY.-LABO A | -5,0% | 1,3% | 9,3% |
| MOY.-LABO B | 6,7% | -22,5% | -3,7% |

Les essais suivants ont été effectués lorsque la température de l'eau brute était plus froide (9°C). La figure 4.1.2. résume les résultats. En moyenne, les écarts relatifs entre les résultats usines et laboratoires des trois paramètres sont inférieurs à 7%.

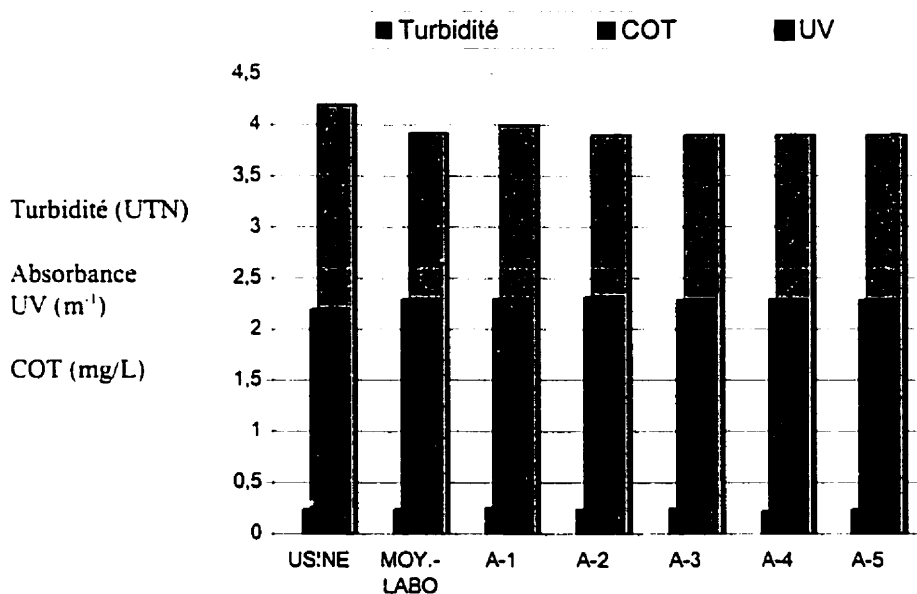


Figure 4.1.2 Comparaison usine-laboratoire St-Jérôme (9°C, 28/10/98)

4.1.1.2 Essais en eau froide

Des séries d'essais ont été effectués en eau froide (3°C). Les résultats obtenus en laboratoire (Figure 4.1.3) ont à nouveau montré une bonne reproductibilité de la méthode expérimentale utilisée. De plus, la comparaison avec l'eau décantée de l'usine confirme que la méthode utilisée au laboratoire simule bien l'usine réelle dans les conditions testées (entre 0 et 5 % d'écart entre les résultats).

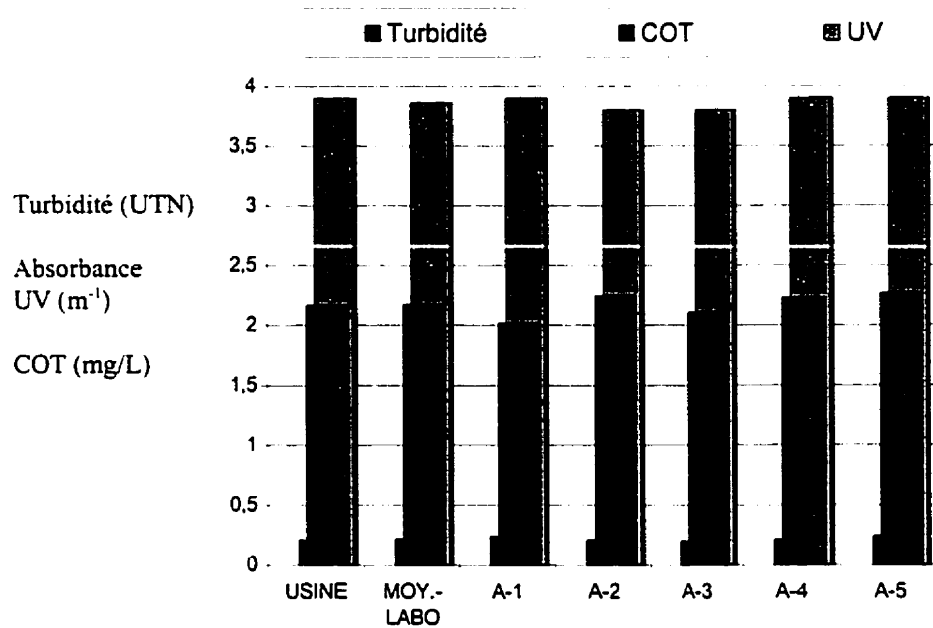


Figure 4.1.3 Essais en eau froide, 3°C (St-Jérôme, 2/12/98)

On remarque à l'issu des essais en eau froide et en eau tiède que les performances, en usine comme en laboratoire, ne semblent pas être affectées par la température. Ces observations sont valables lorsque les conditions de fonctionnement optimisées de l'usine St-Jérôme sont simulées au laboratoire.

4.1.2 Usine St-Lambert

L'usine de traitement de l'eau potable de la Ville de St-Lambert est située sur la rive sud du fleuve St-Laurent. Elle y puise son eau brute. Les caractéristiques de cette eau brute sont différentes de celles retrouvées à St-Jérôme. Faiblement colorée, l'eau est également faiblement chargée en matière organique (1,5-2,0 mg COT/L), moyennement alcaline (80-120 mg CaCO₃/L) et très peu turbide (1-4 UTN). Le faible SUVA de cette eau (1,5 à 2,5 L/mg/m) la rend peu propice à la coagulation-floculation. Cependant, cette étape reste pleinement justifiée pendant les périodes de renversement à l'automne

et au printemps. Du charbon actif en poudre (CAP) est ajouté périodiquement, avant l'injection du coagulant, pour l'enlèvement des goûts et odeurs.

L'usine a un débit nominal de 126 000 m³/d, elle utilise l'alun comme coagulant et le polymère anionique PERCOL LT-27A. Les essais de simulation en Jar test tiennent compte de l'ajout de CAP, des temps de contact hydraulique en bassin ainsi que la séquence d'ajout des produits chimiques et du micro-sable. Les temps de contact simulés en laboratoire correspondent à la charge hydraulique de 30 m/h qui est appliquée à l'usine.

4.1.2.1 Essais en eau chaude

Les résultats des essais de simulation de l'usine de St-Lambert présentés dans la figure 4.1.4 ont été obtenus à la fin août 1998. Les similitudes entre les résultats usines et les résultats laboratoire sont moins bonnes dans ce cas que dans celui de l'usine de St-Jérôme. Ces résultats peuvent être expliqués par le faible SUVA de l'eau brute, ce qui signifie que la coagulation est plus difficile et donc moins reproductible d'un essai à

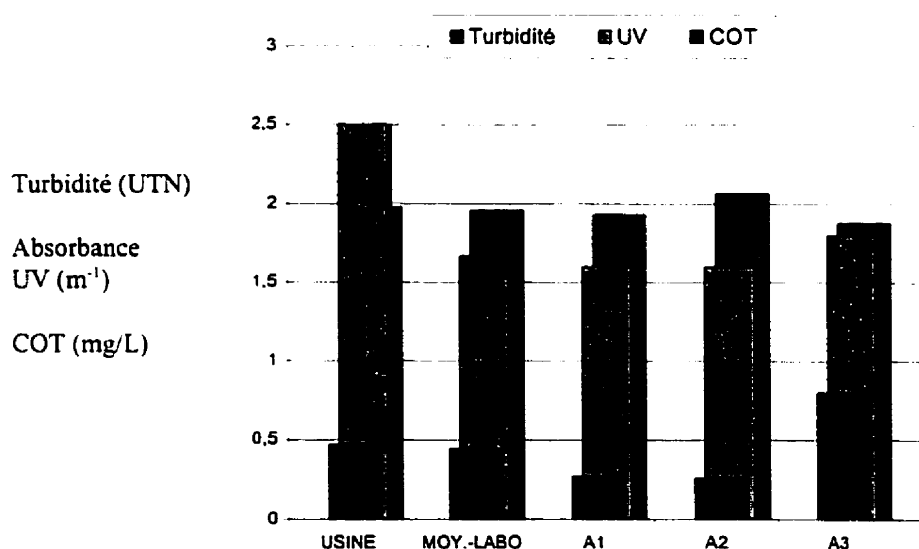


Figure 4.1.4 Essais de comparaison en eau chaude, 22°C à 30 m/h (St-Lambert, 31/08/98)

l'autre. De plus, le charbon ajouté contribuant à la turbidité n'est pas complètement éliminé lors de la décantation en usine.

Les écarts sur l'enlèvement de la turbidité et du COT à l'usine et au laboratoire demeurent faibles (1 à 6 %). Les résultats montrent un meilleur enlèvement de l'absorbance UV en laboratoire. Le mélange plus homogène en laboratoire ainsi que le faible SUVA peuvent expliquer les différences observées.

Les essais réalisés à l'automne alors que la température de l'eau brute était de 9°C révèle également des écarts inférieurs à 4% entre les valeurs mesurées à l'usine et celles obtenues au laboratoire et ce, pour l'ensemble des paramètres analysés à l'eau décantée (Figure 4.1.5). Ces essais ont été réalisés sans ajout de CAP, tout comme à l'usine. De plus, les temps de contact utilisés correspondent à une charge hydraulique de 50 m/h dans le décanteur usine, soit l'équivalent du débit nominal de l'unité.

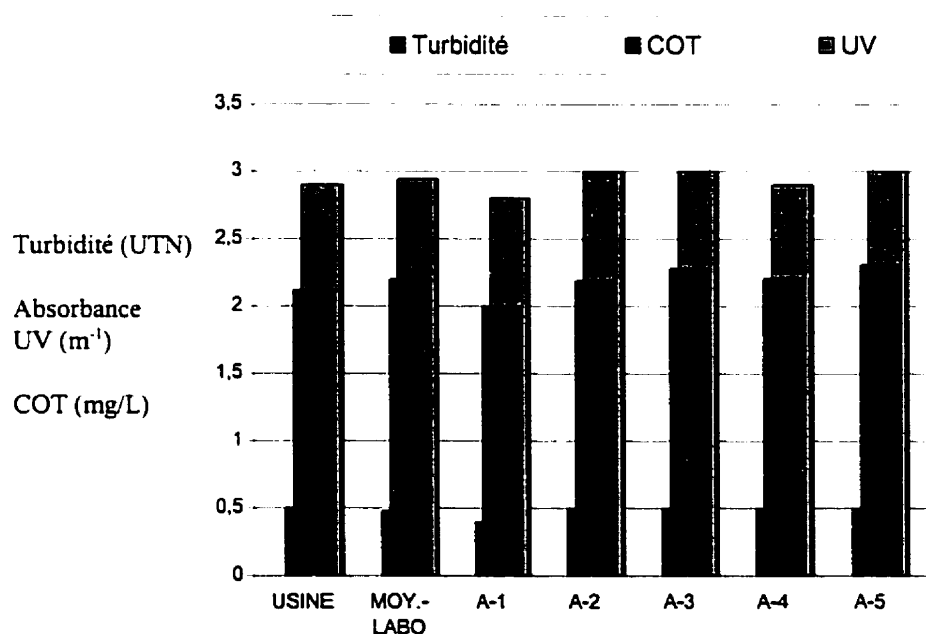


Figure 4.1.5 Essais en eau tiède, 9°C, et 50 m/h (St-Lambert, 10/11/98)

Il est intéressant de conclure sur la base de ces deux séries d'essais (Figure 4.1.4 et 4.1.5) que la méthode utilisée en laboratoire simule bien le procédé de floculation lestée et ce, pour différentes charges hydrauliques.

4.1.2.2 Essais en eau froide

Les essais en eau froide ont eu lieu à la mi-décembre 1998. Les résultats (Figure 4.1.6) montrent que la température ne semble pas affecter l'efficacité de la méthode de simulation ainsi que les rendements habituellement observés en eau chaude.

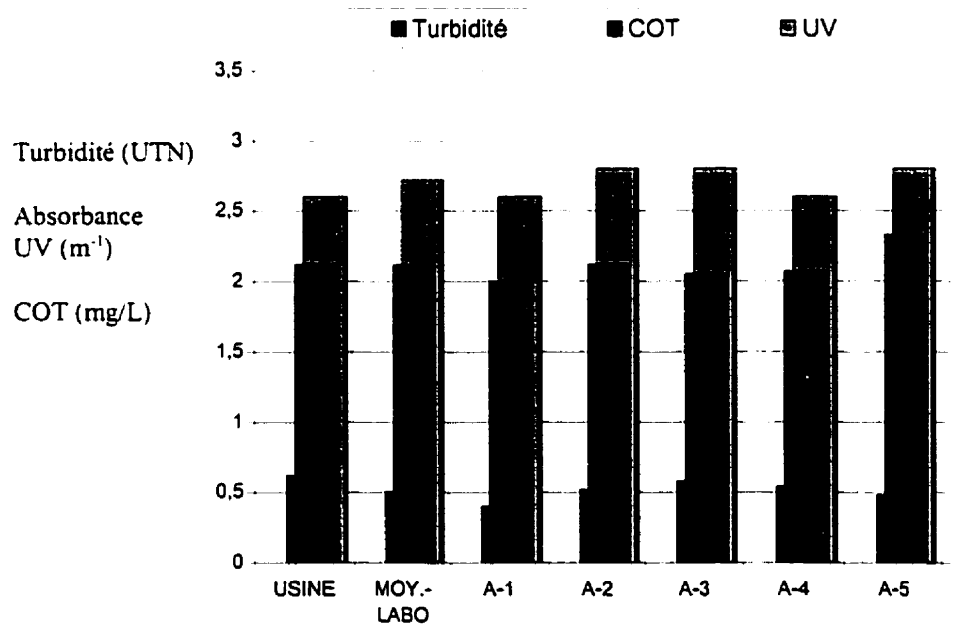


Figure 4.1.6 Essais en eau froide, 3°C, à 30 m/h (St-Lambert, 9/12/98)

Les écarts usine/laboratoire se situent en moyenne entre 0 et 5% pour l'absorbance UV et le COT et s'élèvent à 19 % en moyenne pour la turbidité. Les fines particules de charbon ayant pu traverser les lamelles à l'usine peuvent expliquer l'écart plus important des mesures de turbidité. En valeur absolue, cet écart demeure quand même négligeable

(0,6 UTN vs 0,5 UTN). La dose de CAP au moment des essais (fin automne) a dû être augmentée pour éliminer les goûts et odeurs plus importants liés aux feuilles et algues mortes.

4.1.3 Usine Gatineau

Une troisième usine a fait l'objet de l'étude de comparaison usine/laboratoire. L'usine de traitement de l'eau potable de la Ville de Gatineau située à 200 km au nord-ouest de Montréal. Elle dessert une population d'environ 130 000 habitants. Elle puise son eau brute dans la rivière Outaouais qui, tout comme la rivière du Nord, draine un bassin forestier. Les caractéristiques de l'eau brute ressemblent à celles retrouvées à l'usine de St-Jérôme (Tableau 4.1).

L'usine de Gatineau ressemble aux deux premières usines étudiées, c'est-à-dire que le décanteur est suivi de filtres SA et d'une chloration. Par contre, on y fait appel à un aide-coagulant, la silice activée pour améliorer l'efficacité de l'alun.

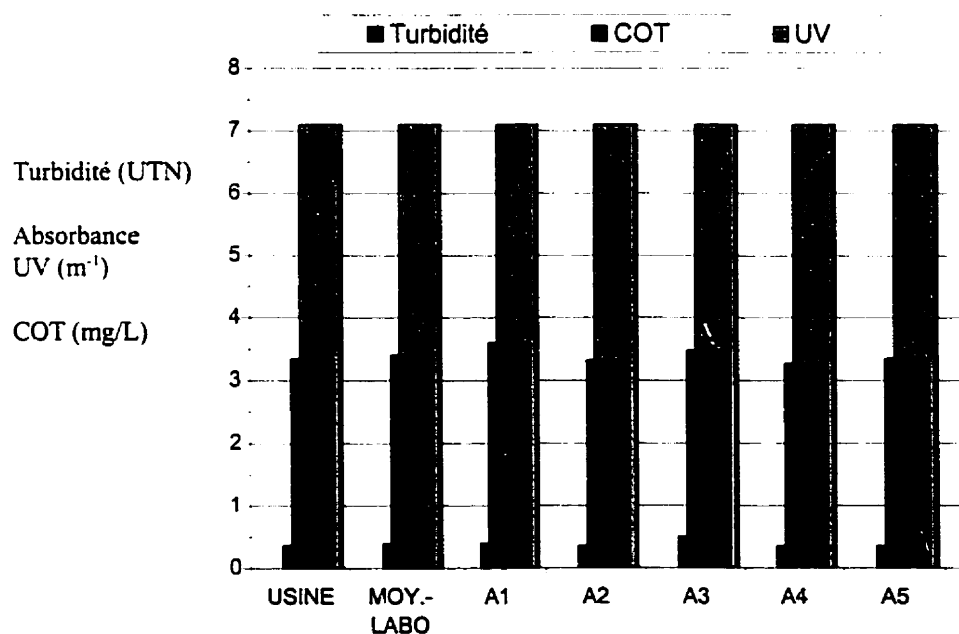


Figure 4.1.7 Essais en eau tiède, 14°C, à 32 m/h (Gatineau, 14/10/98)

Les essais ont été effectués en octobre 1998. Les résultats (Figure 4.1.7) sont concluants. En effet, les écarts usine/laboratoire demeurent faibles ($< 2 \%$) à l'exception d'une valeur de turbidité (essais A3, différence de 26%) qui contribue à augmenter l'écart moyen pour la turbidité à 7% . On montre à nouveau à l'aide de ces essais que la simulation reproduit le traitement à l'échelle réelle, et ce, pour des produits chimiques différentes.

4.1.4 Usine St-Anselme

L'usine de traitement de l'eau potable de la municipalité de St-Anselme a également fait l'objet d'une étude de comparaison usine/laboratoire. Située à environ 60 kilomètres au nord-est de la ville de Québec, l'usine traite l'eau brute de la rivière Chaudière. Cette rivière draine surtout des terres agricoles et des terrains consacrés à l'élevage du porc, des volailles et des bovins. L'étude comparative usine/laboratoire a eu lieu en janvier 1999. Les principales caractéristiques de l'eau brute et de l'usine sont résumées au tableau 4.1.

Le débit nominal de l'unité ACTIVFLO de St-Anselme est de $3600 \text{ m}^3/\text{d}$. Les décanteurs sont suivis de filtre SA et d'une étape de désinfection au chlore. La charge hydraulique dans les décanteurs au moment de la simulation est de 32 m/h . Le coagulant utilisé est le PASS-100 (coagulant pré-hydrolysé) et le polymère est de type anionique de série PERCOL LT-22S. Lors des essais en laboratoire, la température est maintenue en laboratoire à $0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ à l'aide d'un bain glacé tel que décrit dans le chapitre 3. Les résultats des Jar tests (Figure 4.1.8) décrivent bien les performances observées en usine avec un écart maximal de 6% pour tous les paramètres confondus.

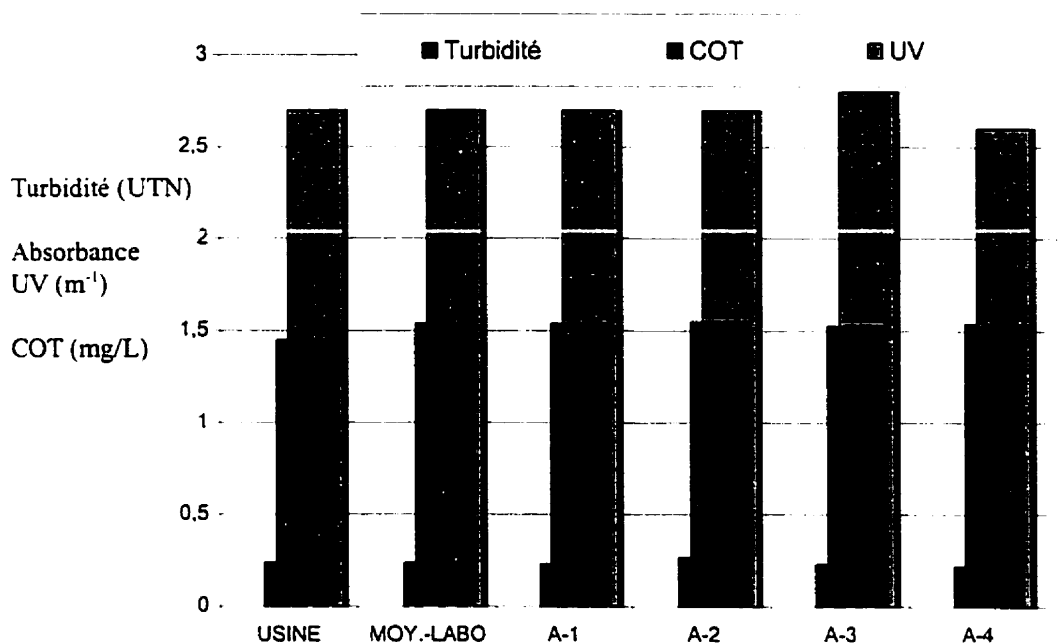


Figure 4.1.8 Essais en eau froide, 0,5°C, et 32 m/h (St-Anselme, 13/01/99)

4.1.5 Discussion

Cette partie de l'étude a permis de tester les capacités de la méthode de Jar test modifié à simuler un procédé industriel de floculation lestée. La validation de cette méthode a été faite avec quatre types d'eau ayant des caractéristiques différentes. Les charges hydrauliques appliquées dans les quatre usines ont également varié de 20 à 50 m/h ainsi que les produits chimiques utilisés. Les résultats sont concluants quant à la capacité de la méthode de simulation en Jar test de reproduire des eaux décantées de mêmes qualités.

Cependant, les mécanismes de traitement en usine ne peuvent pas être reproduits de façon identique au laboratoire. En effet, l'intensité du mélange en laboratoire est maintenue constante tout au long des étapes de coagulation-injection-maturation, et ce, dans le but de maintenir les flocs lestés en suspension. De plus, la décantation en béccher est en phase statique, les flocs n'étant soumis à aucune vitesse ascensionnelle comme

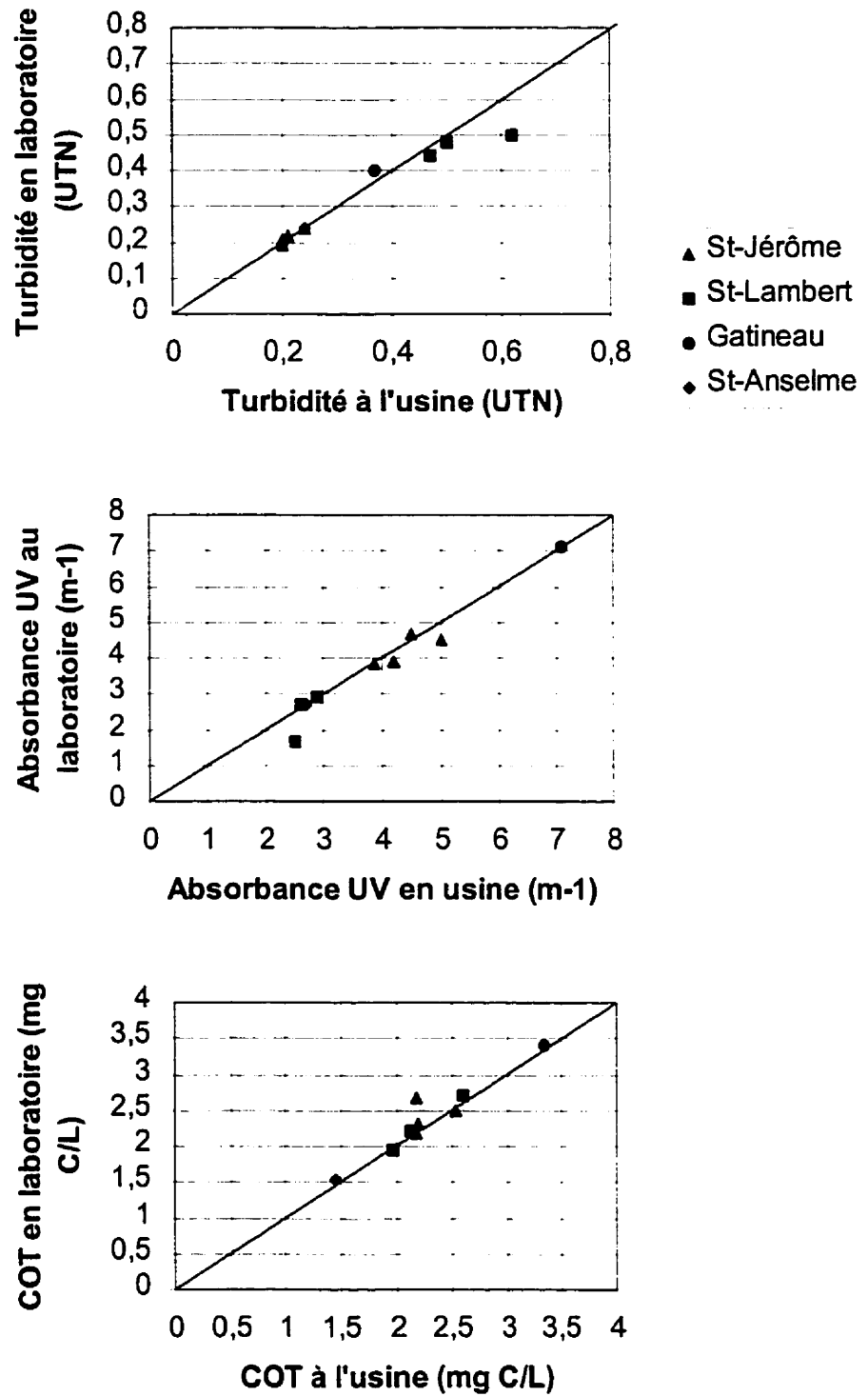


Figure 4.1.9 Résumé de la moyenne des résultats obtenus en laboratoire et en usine (turbidité, Absorbance UV et COT)

c'est le cas dans le procédé réel. Cela pourrait alors favoriser la décantation en laboratoire. A l'inverse, les lamelles présentes dans les décanteurs ACTIFLO jouent un rôle important dans l'élimination des floccs, rôle qui ne peut être mis en œuvre dans une décantation statique en béccher. Malgré ces deux phénomènes, les résultats présentés dans ce chapitre montrent que les effets d'échelle se compensent bien et que la méthode de Jar test modifié simule les usines testées dans leurs conditions de traitement. La figure 4.1.9 résume l'ensemble des essais et confirme la bonne corrélation entre les résultats usine et ceux obtenus au laboratoire.

Un quatrième paramètre a été mesuré sur l'eau décantée produite à l'usine et au laboratoire : il s'agit de la filtrabilité. Les différentes mesures effectuées au cours des essais de simulation sont présentées dans la figure 4.1.10.

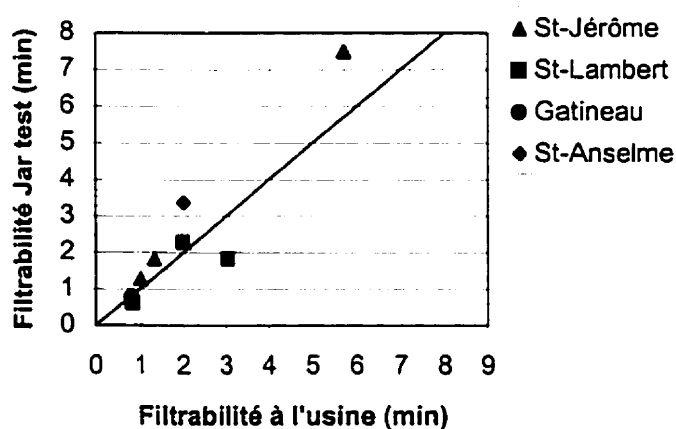


Figure 4.1.10 Comparaison entre les mesures de filtrabilité en usine et en laboratoire pour l'ensemble des usines simulées.

Même si en général l'eau décantée produite à l'usine semble plus facilement filtrable que l'eau décantée obtenue lors des Jar tests, la reproductibilité de la méthode demeure acceptable. Les écarts usine/laboratoire ont varié entre 3 et 70 % en moyenne.

Les conclusions obtenues sur ce paramètre sont difficilement applicables en pratique puisque rien ne permet de corréler la filtrabilité mesurée avec le pouvoir colmatant de l'eau décantée sur les filtres en aval des décanteurs. En effet, aucune relation directe ne peut être établie entre les filtres de porosité 0,45 μm utilisés pour cette mesure et les filtres SA à l'usine.

4.2 REPRODUCTION DES RÉSULTATS LABORATOIRES EN USINE

Dans la section précédente, nous avons montré que des essais de Jar test modifié arrivent à simuler convenablement un procédé à pleine échelle. Nous vérifions maintenant si, à l'inverse, l'usine peut reproduire des conditions de traitement préalablement testées au laboratoire.

4.2.1 Conditions testées

Les essais en usine, décrits dans ce chapitre, ont été réalisés sur l'une des deux unités ACTIFLO® de l'usine de St-Jérôme. En plus de la condition optimale utilisée à l'usine et validée par la simulation en laboratoire, deux autres conditions, non-optimales, ont été simulées au laboratoire puis testées en usine. Ces conditions (Tableau 4.2.1) sont utilisées afin d'évaluer l'efficacité de la simulation en laboratoire dans des conditions allant de bonnes (normales en usine) à mauvaise (conditions #2) telles que prédites avec le Jar test modifié.

Tableau 4.2.1 Conditions d'abord testées au laboratoire puis à l'usine de St-Jérôme (24-25/02/99)

| | Conditions testées | | |
|-------------------|--------------------|------|------|
| | *Normales en usine | #1 | #2 |
| Alun (mg/L) | 56 | 45 | 45 |
| Polymère (mg/L) | 0,3 | 0,2 | 0,4 |
| NaOH (mg/L) | | 13,4 | 18,1 |
| Micro-sable (g/L) | 3 | 1 | 3 |
| pH de coag. | 6,7 | 6,3 | 7 |

Au moment des essais, la charge superficielle à l'usine était de 20 m/h.

4.2.2 Résultats des deux essais en laboratoire et en usine

Les conditions #1 sont différentes des conditions optimales à l'usine. Les dose d'alun et de polymère sont plus faibles soit de 11 mg/L et 0,1 mg/L respectivement. La comparaison des résultats laboratoire et usine révèle une mauvaise reproduction en usine des résultats obtenus en laboratoire (Figure 4.2.1). En effet, la turbidité après les Jar tests est près de 30 % inférieure à celle de l'eau décantée à l'usine lorsque les mêmes conditions de traitement sont utilisées. Cela représente un écart bien supérieur à ceux observés lors des essais de simulation en conditions optimales (Chapitre 4.1). Les écarts des autres paramètres demeurent très faibles. L'observation visuelle a mis en évidence la présence de floccs à la sortie des lamelles. La baisse considérable de 33 % de la dose de polymère par rapport à la dose appliquée normalement explique sûrement l'effet sur la composition des floccs et leur capacité à décanter.

Les résultats en usine sont également moins bons pour les conditions #2 testées (Figure 4.2.1). Les écarts par rapport aux résultats en laboratoire pour l'ensemble des paramètres varient entre 16 % pour la mesure de COT à 150 % pour la mesure de turbidité.

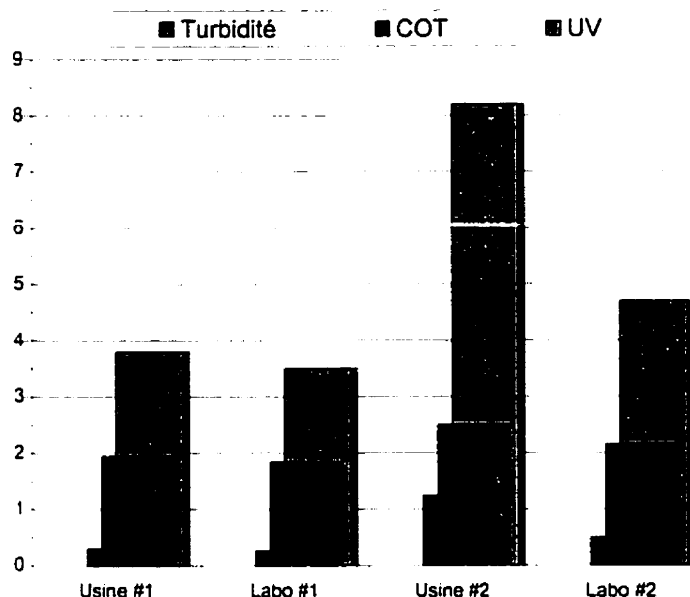


Figure 4.2.1 Résultats des essais en usine pour les deux conditions non-optimales
(St-Jérôme, 24-25/02/99)

4.2.3 Aluminium résiduel dans l'eau décantée

L'aluminium résiduel dans l'eau décantée de l'usine et suite aux essais de laboratoire a été mesuré. Cette mesure a permis d'évaluer l'efficacité de la réaction de l'aluminium (coagulant) dans la formation de floccs et de son élimination au cours de la décantation. Les résultats sont présentés dans le tableau 4.2.2 ci-dessous.

Tableau 4.2.2 Aluminium résiduel dans l'eau décantée selon les conditions testées
(St-Jérôme, 24-25/02/99)

| | Aluminium total* (mg/L) selon les conditions testées | | |
|------------------|--|------|------|
| | Normales en usine** | #1 | #2 |
| E.D. usine | 0,41 | 0,46 | 1,6 |
| E.D. laboratoire | 0,23 | 0,22 | 0,67 |
| % de différence | 44 % | 52 % | 58 % |

*L'eau brute contient en moyenne 14 mg/L d'aluminium total.

**Ces conditions sont les conditions optimales appliquées normalement (simulation de l'usine)

La concentration d'aluminium résiduel dans l'eau décantée (E.D.) obtenu au laboratoire est plus faible que dans l'eau décantée de l'usine. Il semble que le micro-sable soit moins bien fixé sur les floccs d'alun en usine, ce qui permet à l'aluminium de passer sous formes dissoutes ou de micro-floccs contribuant à l'augmentation de la turbidité à l'eau décantée. Pourtant, en conditions optimales, la turbidité est la même dans les deux effluents, Jar test et usine. Elle serait donc causée en usine surtout par les floccs d'alun résiduels et en laboratoire par des particules colloïdales non enlevées d'où la différence dans les mesures d'aluminium résiduel.

Les mécanismes impliqués dans la floculation lestée seraient donc différents pour les deux échelles de traitement. En effet, même si la turbidité, l'absorbance UV et le COT demeurent presque identiques, on montre que la turbidité n'est pas causée par les mêmes particules (micro-floccs d'alun vs particules colloïdales). Ces résultats pourraient expliquer la différence de la filtrabilité entre les deux échelles de traitement. Le colmatage d'un filtre lors de la mesure de filtrabilité pourrait être lié au type de turbidité. Les floccs d'alun passeraient le filtre alors que les particules, en partie coagulées et non décantées en laboratoire, pourraient colmater les filtres en laboratoire.

4.2.4 Discussion

Selon les résultats de cette étude, la simulation au laboratoire des procédés réels de floculation lestée opérant dans des conditions optimales s'est avérée presque parfaite. Par contre, en conditions non-optimales, le rapprochement entre les résultats de laboratoire et ceux obtenus à pleine échelle est plus difficile.

Dans la plage de conditions optimales de coagulation floculation, l'utilisation du micro-sable et du polymère assure une qualité d'eau décantée constante, puisque les floccs de petites tailles sont éliminés avec un bon rendement. Cependant, lorsque la coagulation-floculation n'est pas optimale, le lestage des floccs n'apporte pas d'amélioration dans le traitement à cause de la moins bonne déstabilisation des particules colloïdales. La réussite du traitement dépend alors en grande partie de l'efficacité de l'association micro-sable/floc. Ce lestage des floccs (macro et micro) assure à l'eau décantée une qualité relativement stable par rapport au traitement conventionnel, même quand les caractéristiques de l'eau brute changent.

Les qualités de l'eau décantée obtenues par les essais au laboratoire et par l'exploitation de l'usine peuvent être résumé par le schéma de la figure 4.2.2. Dans les conditions non-optimales, les performances de la floculation lestée seraient moins prévisibles. On observe un meilleur enlèvement au laboratoire pour ces conditions alors qu'en conditions optimales, les performances des deux échelles de traitement sont pratiquement identiques.

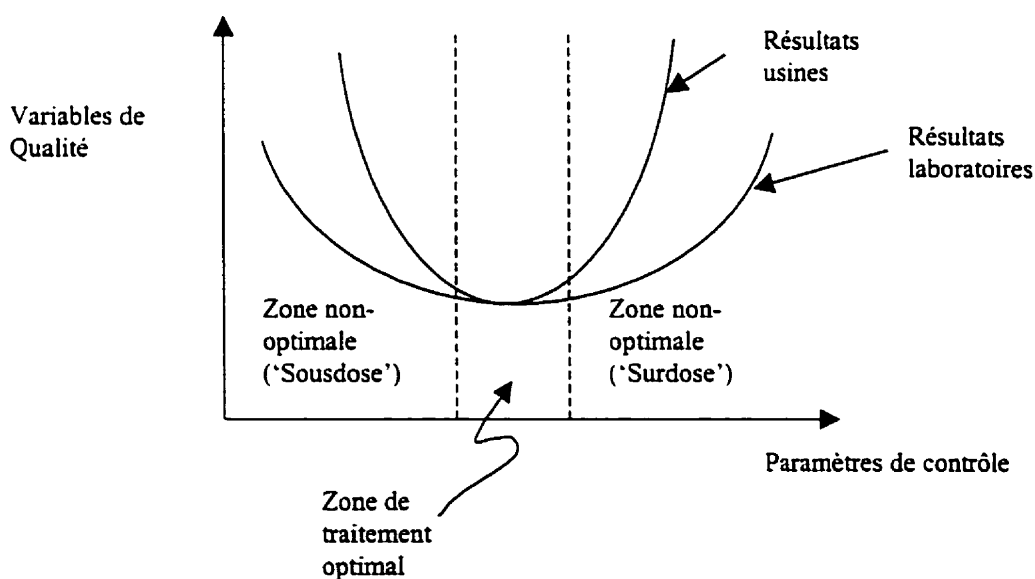


Figure 4.2.2 Tendances observées des essais de simulation

Ces conclusions sont basées sur seulement quelques essais de conditions non-optimales effectués à pleine échelle. Ces essais sont peu nombreux à cause de l'accès restreint aux usines. Les conclusions présentées sur la figure 4.2.2 donne un crédit supplémentaire à la simulation en Jar test : celui de permettre d'identifier le point d'intersection des deux courbes qui représentent les conditions recherchées.

4.2.4.1 Différences entre les conditions de traitement au laboratoire et en usine

En conditions non-optimales, des différences entre les résultats obtenus au laboratoire et en usine ont été observées. Celles-ci pourraient être expliquées par les différences des conditions de traitement tel que le mélange et la présence de lamelles.

Intensité de mélange

Premièrement, les intensités de mélange en bécher et en usine sont différentes. En usine, l'intensité n'est pas constante d'un bassin à l'autre. Alors qu'au laboratoire, cette intensité est constante afin de maintenir en suspension les floccs lestés. Les calculs du gradient de vitesse G tels que présentés dans le tableau 4.2.3 permettent d'évaluer l'intensité du mélange pour chacune des étapes de la floculation lestée.

Tableau 4.2.3 Intensité du mélange en usine et au laboratoire (St-Jérôme, Qc)

| | |  tape du traitement | | |
|------------------------|----------------------------|---------------------|---------------|---------------|
| | | Coagulation | Injection | Maturation |
| Usine de St-Jérôme | Volume du bassin (m^3) | 26 | 26 | 84 |
| | Puissance (HP) | 3 | 3 | 5 |
| | $G (s^{-1})^*$ | 293 | 293 | 163 |
| Laboratoire (Jar test) | Volume du bécher (L) | 1 | 1 | 1 |
| | RPM | 150 | 150 | 150 |
| | $G (s^{-1})^{**}$ | ≈ 200 | ≈ 200 | ≈ 200 |

*Calculée selon l'équation 2.10 de Camp et Stein (1943)

** Calculée selon la méthode de Cornwell et Bishop (1983) pour un bécber de type Hudson

L'intensité du mélange exprimé par le gradient de vitesse G indique qu'en usine, le mélange varie. Il est beaucoup plus vigoureux lors de la floculation et de l'injection, par la suite, il est moins turbulent lors de l'étape de maturation.

Impacts des lamelles et de la vitesse ascensionnelle

L'effet des lamelles a été évalué à l'aide de mesures de turbidité en amont et en aval de celles-ci dans le décanteur à l'usine. Ces mesures montrent que les lamelles peuvent enlever jusqu'à 88 % de la turbidité (essais à St-Jérôme, 25/02/99). En effet, la turbidité avant les lamelles s'élevait à 2,34 UTN alors qu'à leurs sorties, elle n'était plus que 0,34 UTN.

Un autre aspect important qui n'est pas considéré dans la simulation en laboratoire est l'effet de la vitesse ascensionnelle. Cette vitesse permet d'entraîner des floes qui peuvent néanmoins être stoppés par les lamelles. Les particules entraînées dans le courant ascensionnel incliné des lamelles, peuvent être éliminées dans la mesure où leur vitesse résultante leur permet d'entrer en contact avec les lamelles (Figure 4.2.3).

En bécber, la décantation est statique. Aucun courant ou mouvement de l'eau n'est simulé. Une hypothèse expliquant les meilleurs résultats en laboratoire pour des conditions non-optimales peut venir du fait que le temps alloué à la décantation en bécber serait trop généreux. En effet, puisque le système de prélèvement de l'eau décantée est situé à 7 cm sous la surface de l'eau (Figure 3.1), un prélèvement de l'eau après 3 minutes de décantation (40 m/h en usine) correspond à la récupération d'une grande fraction des particules ayant une vitesse de décantation inférieure à 1,4 m/h, soit

7cm/ 3min. Or, avant l'entrée dans les lamelles, lorsque la vitesse de décantation est de 40 m/h, les particules doivent posséder une vitesse de décantation supérieure à 40 m/h pour décanter. Dans les lamelles, les particules ayant une vitesse de chute V_{part} inférieure à 40 m/h ont une trajectoire inclinée. La résultante V_{ry} (Figure 4.2.3) entre la vitesse ascensionnelle du courant et la vitesse de décantation d'une particule permettra à celle-ci de s'approcher d'une paroi des lamelles.

Les particules d'eau quant à elles suivent toujours la trajectoire imposée par les lamelles. Elles possèdent une vitesse V_y de 40 m/h et une vitesse V_x de 23 m/h. La vitesse V_x est la même pour les particules d'eau et les flocs. Ainsi, pour les flocs, la vitesse verticale résultante V_{ry} jumelée à la vitesse constante V_x donne la vitesse résultante V_{ry} , vecteur non parallèle aux lamelles. La vitesse de décantation critique d'une particule afin qu'elle puisse heurter une paroi et être retenue dans le décanteur peut ainsi être calculée. Pour une vitesse ascensionnelle de 40 m/h et des lamelles de 61 cm de longueur et inclinées à 60° , toutes les particules ayant une vitesse de décantation supérieure ou égale à 6,9 m/h toucheront les parois des lamelles.

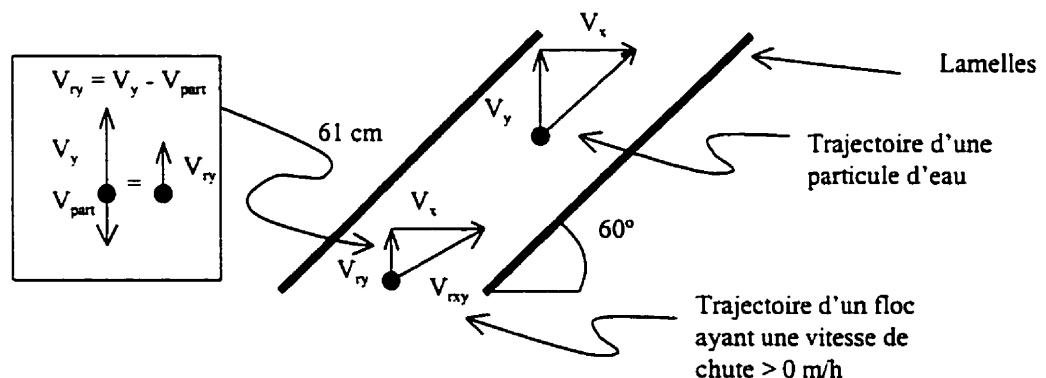


Figure 4.2.3 Trajectoire d'une particule d'eau et d'un floc dans une lamelle

Ainsi, en décantation statique, pour simuler l'effet des lamelles, il faudrait allouer un temps de décantation de 36,5 secondes et non de 3 minutes pour que les particules ayant une vitesse de décantation inférieure à 6,9 m/h puisse être prélevées lors de l'échantillonnage de l'eau décantée. Alors, afin de bien démarquer les conditions optimales des conditions non-optimales au laboratoire (cf. Figure 4.2.2), il faudrait réduire le temps de décantation au laboratoire selon le calcul détaillé ci-haut.

4.3 ÉTUDE EN LABORATOIRE DES FACTEURS INFLUENÇANT LA FLOCCULATION LESTÉE (ARTICLE)

Tel que mentionné dans le chapitre Matériel et Méthodes, nous avons élaboré un plan expérimental visant à identifier les paramètres les plus influents en floculation lestée lors de sa simulation en Jar test. En identifiant proprement les paramètres influents en floculation lestée, une optimisation adéquate d'un procédé à grande échelle devient possible en variant les paramètres les plus influents.

Des essais supplémentaires cherchent à comprendre l'effet de l'interaction des deux paramètres clés de la floculation lestée, le micro-sable et le polymère sur la performance du traitement. Les résultats sont présentés sous forme d'un article soumis à la revue Water Research.

Étude en laboratoire des facteurs influençant la floculation lestée

Christian Desjardins^{1,2}, Raymond Desjardins¹, Boniface Koudjonou¹,

¹ Chaire Industrielle CRSNG en Eau potable de l'École Polytechnique de Montréal, C.P.
6079, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3A7

² John Meunier Inc., 6290 Périnault, Montréal, Québec. Canada, H4K 1K5

Abstract – Résumé

L'application industrielle réussie de la floculation lestée n'en fait pas moins un concept encore peu étudié. La combinaison de l'utilisation d'un micro-sable et d'un polymère dans l'objectif d'alourdir les floes et d'accélérer leur vitesse de décantation révolutionne l'étape de coagulation-floculation-décantation (CFD). L'objectif de la présente recherche consiste à étudier la floculation lestée en laboratoire au moyen d'une procédure de Jar test modifiée. Les premiers essais réalisés sur la base d'un plan statistique ont permis d'identifier les paramètres dont l'influence est significative sur la qualité de l'eau décantée. Les principaux paramètres de traitement pris en compte dans cette étude sont les doses de produits chimiques et les temps de contact, le pH de coagulation et la dose de micro-sable. Après décantation, les paramètres qui ont servi à évaluer la qualité de l'eau décantée et donc les performances du traitement sont la turbidité, l'absorbance UV, le COT et la filtrabilité. Les résultats ont montré que la dose de coagulant et le pH de coagulation ont un effet prépondérant sur la variabilité la turbidité, de l'absorbance UV et du COT à l'eau décantée. Par contre, la filtrabilité s'est avérée plus sensible aux variations de la dose de micro-sable. La filtrabilité de l'eau décantée a été trouvée dépendante du ratio dose de polymère/dose de micro-sable et meilleure pour des valeurs élevées de ce rapport.

Key words – Mots-clés: Floculation lestée, coagulation, eau froide

Introduction

Lorsqu'elles traitent des eaux de surface, la plupart des usines de traitement des eaux potables utilisent les étapes de coagulation-floculation-décantation (CFD). Ces étapes, suivies d'une filtration rapide, permettent d'enlever une fraction importante des impuretés contenues dans les eaux brutes. Durant les 30 dernières années, plusieurs innovations technologiques ont permis de réduire la taille des équipements requis pour la CFD. Ainsi, durant les années 60, ces traitements étaient réalisés à l'aide d'un mélangeur rapide, d'un flocculateur et d'un décanteur. Les temps de rétention moyens dans le mélangeur rapide et le flocculateur étaient respectivement de 30 secondes et 20 minutes. Par la suite, la décantation était réalisée à raison de 1 m/h. Dans les années 70, les flocculateurs-décanteurs à voile de boue ont été commercialisés. Suite à un mélangeur rapide classique, cet équipement permettait de réaliser dans un même bassin la floculation-décantation à une vitesse de 10 m/h ou moins.

Dans les années 90, un procédé de CFD à floccs lestés a été mis sur le marché. Le but de ce procédé n'est pas de maximiser la grosseur des floccs mais plutôt de produire des floccs plus lourds en y collant des grains de micro-sable qui ont une densité élevée, soit environ 2700 kg/m^3 (Guibelin, 1988). Ce procédé, commercialisé sous le nom de ACTIFLO® permet de produire une eau d'aussi bonne qualité que les autres procédés de traitement mais en utilisant un espace beaucoup plus petit. A titre d'exemple, plusieurs installations industrielles ont été conçues en considérant des temps de rétention hydraulique dans les bassins de coagulation, d'injection et de maturation de 2, 2 et 6 minutes. Par la suite, la décantation est réalisée à raison de 40 m/h dans un décanteur à lamelles.

Le but de cette étude est de simuler en laboratoire le procédé industriel de floculation lestée, ce qui contribuera à une réduction importante des coûts d'implantation et

d'optimisation d'une usine réelle. Dans cette optique, la méthodologie des essais de Jar test classique a été modifiée afin de permettre l'ajout de micro-sable et de polymère.

Ces essais sont d'abord utilisés pour expliquer les effets de plusieurs variables du traitement (dose de coagulant, de polymère, pH de coagulation, dose de micro-sable, temps de contact, température) sur les performances du procédé. Pour répondre à cet objectif, le projet de recherche a été divisé en trois étapes : 1) Vérifier si les essais de laboratoire décrivent bien le procédé industriel ACTIFLO®; 2) Identifier les paramètres qui ont le plus d'influence sur la floculation lestée; 3) Étudier les effets des doses de polymère et de micro-sable sur les performances du procédé.

État des connaissances

Effets du pH et de la température sur la coagulation-floculation-décantation

Le but de la coagulation est de déstabiliser les colloïdes chargées négativement et ainsi de favoriser leur agglomération qui conduit à une décantation plus rapide. Les deux types de coagulants les plus utilisés sont des sels d'aluminium ou de fer tels que le sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique. Le pH et la température de l'eau ont un impact important sur l'efficacité de la coagulation (Tardat-Henry, 1989). En effet, les cinétiques chimiques baissent avec la température. Afin d'assurer une réaction complète des coagulants sans augmenter le temps de rétention et la taille des bassins, des coagulants préhydrolysés et pré-polymérisés sont souvent utilisés à basse température. Les plus courants sont le polyaluminosulfate (PAS), le polyaluminosulfate silicate (PASS), le polyaluminochlorure (PACl) ou le SPIC qui est un mélange de sulfate d'aluminium préhydrolysé et de chlorure ferrique (Lengo, 1994).

Plusieurs chercheurs (Maulding et Harris, 1968, Van Benschoten et Edzwald, 1990, Hanson et Cleasby, 1990, Van Benschoten et al., 1992, Kang et al., 1995) ont montré que chaque coagulant requiert une zone de pH optimal correspondant à une solubilité

minimale du coagulant et donc à une concentration à une concentration minimale de métaux dissous dans l'eau décantée. Certains auteurs (Van Benschoten et Edzwald, 1990) ont comparé les performances de l'alun et du PACl à 25°C et à 4°C. Ils ont montré que le pH optimal de coagulation varie en fonction de la température pour l'alun, il est de 6 à 25°C et 6,8 à 4°C. Selon Camp et al. (1940), les faibles performances de la coagulation en eau froide seraient aussi dues à la baisse de la dispersion du coagulant associée à l'augmentation de la viscosité de l'eau ce qui entraîne une diminution de la vitesse de chute des particules lors de la décantation. Ces auteurs proposent deux solutions : 1) Augmenter l'intensité du mélange afin de mieux disperser le coagulant et d'obtenir une meilleure agglomération; 2) Augmenter le pH afin que la solubilité du coagulant soit minimale. Une autre étude sur la coagulation en eau froide (Bordeleau, 1984) a cependant montré qu'au-delà d'une certaine valeur, l'intensité du mélange a très peu d'effet sur les performances de la coagulation.

Floculation lestée

La mise en œuvre de la floculation lestée requiert, outre le coagulant, l'ajout de micro-sable et d'un polymère. Ce dernier aide à la fixation du micro-sable sur les floes. La densité du floc lesté résultant augmente, ce qui lui permet de sédimenter rapidement. Dianous et Dernaucourt (1991) ont comparé la cinétique de formation des floes dans des procédés classiques et à floes lestés. Les résultats ont montré que lors de la floculation lestée, le gradient de vitesse optimal G se situe autour de 700 s^{-1} alors qu'il est dix fois plus faible dans une floculation classique. Les floes issus d'un traitement conventionnel semblent plus fragiles que lorsqu'ils sont lestés. Des mesures de la constante d'érosion telles que proposées par Argaman et Kauffman (1970), confirment ces observations. En effet, la constante d'érosion K_e des floes lestés est 25 fois plus faible que celle des floes résultant d'un procédé classique. De plus, les floes lestés décantent plus rapidement. Dianous et Dernaucourt (1991) ont montré que le temps requis pour enlever 80 % de la turbidité passe de 10 à 3 minutes lors qu'on remplace la floculation classique par une

floculation lestée. Par ailleurs, sur la taille effective du micro-sable, elle doit être d'environ 100 μm selon Guibelin (!1990). Ces résultats ont été confirmés par Dianous et Dernaucourt (1991) qui ont montré que pour des rendements optimaux, le diamètre effectif doit être inférieur à 160 μm .

Matériel et méthodes

Description de la procédure de Jar test modifiée

Les essais ont été réalisés en utilisant une méthode de Jar test modifiée. Elle utilise des béchers de un litre transparents, placés sur une rampe de floculation programmable (Phipps and Bird, Richmond, Virginia) munie de pales pouvant atteindre une vitesse de rotation de 300 tours/minute. Les béchers sont surélevés afin que les pales soient à moins de 3 mm du fond du bécher pour maintenir en suspension les floccs lestés avec le micro-sable. La vitesse de rotation des pales est maintenue constante à 150 tours/minute jusqu'au début de la décantation. Les différents produits (coagulants, aides-coagulants, micro-sable et polymère) sont ajoutés en suivant la même séquence qu'à l'usine réelle. La durée totale de l'essai ainsi que les délais entre l'ajout des différents produits chimiques ont été calculés de façon à respecter les conditions à l'usine. Par exemple, pour une charge hydraulique de 40 m/h, les temps de rétention dans les bassins de coagulation, d'injection et de maturation de sont de 2, 2 et 6 minutes respectivement, ce qui équivaut à un temps de rétention de 3 minutes dans le décanteur. L'essais de Jar test simulant une usine opérant à 40 m/h dure donc 13 minutes. Après cela, l'eau décantée est récupérée par siphonage à 6 cm sous la surface de l'eau à l'aide d'un tube en U.

Produits chimiques

Trois types de produits chimiques ont été utilisés pour les essais soient : des coagulants, des polymères et des acides-bases pour ajuster le pH. L'alun liquide (Alcan Corp., Québec), le PASS-100 (Eaglebrook, Montréal, Canada) et le PACl (Eaglebrook, Montréal, Canada) sont les trois coagulants utilisés lors de l'étude. Les polymères sont

l'AQUAFLOC 464 (Usine de filtration de St-Jérôme, Canada) et les Percol LT-22, LT-25 et LT-27 (Ciba Chemical Products, Québec). La correction de pH a été réalisée par addition d'acide sulfurique ou d'hydroxyde de sodium (Fisher, Montréal, Canada). Deux types de micro-sable de diamètre effectif de 85 ou 135 μm ont été utilisés pour les essais (John Meunier, Montréal, Canada).

Pour les essais réalisés en eau froide (1-2 °C), les béchers sont d'abord placés dans des bacs remplis d'eau et de glace et conservés dans un congélateur à -22 °C pendant 20 minutes. L'eau brute atteint rapidement une température se situant entre 0 et 1 °C. Le bain de glace permet ensuite de maintenir la température de l'eau entre 1 et 2°C durant l'essai.

Méthodes analytiques

La turbidité et le COT à l'eau décantée ont été mesurés par les méthodes normalisées suivantes :

- Turbidité : méthode 2130 B de APHA et al. 1995 (Turbidimètre HACH 0-200, John Meunier, Qc, Canada);
- COT : méthode 5310c de APHA et al. 1995 (Oxydation UV-persulfate - Dorhman-180).

L'absorbance UV a été mesurée à 254 nm au moyen du Spectrophotomètre Miltron Roy SPECTRONIC 1001 Plus à l'aide d'une cuve en quartz de trajet optique 1 cm. Le SUVA est un indice correspondant au rapport de l'absorbance UV (m^{-1}) par le COT (mg C/L). La mesure de filtrabilité est non normalisée. Elle correspond au temps requis (min) pour filtrer une volume de 200 ml d'eau décantée à travers un filtre de marque Millipore (Fischer, Montréal, Canada) de porosité 0,45 μm sous une pression constante de 640 mm de mercure (rampe de filtration Millipore, Fischer, Montréal, Canada, et pompe à vide de marque Millipore, Fisher, Montréal, Canada).

Approche expérimentale

Afin d'atteindre les trois objectifs fixés, trois approches expérimentales ont été établies. Premièrement, la procédure de simulation de la floculation lestée par Jar test modifié a été éprouvée lors de la simulation de trois usines y ayant recours. Les simulations ont eu lieu à différentes températures. Dans chacun des cas, la simulation au laboratoire respectait les conditions appliquées aux usines concernées.

Le deuxième objectif visant à identifier les paramètres d'influence de la floculation lestée a été abordé par un plan statistique d'expérience. Un logiciel statistique (STATISTICA, STATSOFT, 1998) a permis d'élaborer un plan d'expérience de 37 essais au lieu de 686 (factoriel complet avec duplicata) sur les sept paramètres de fonctionnement avec une variation en 3 modalités. Ces modalités correspondent pour chaque paramètre à une valeur maximale, une valeur minimale et une valeur centre, en générale équivalente aux conditions appliquées à l'usine. Dans le tableau 1, -1 et 0 représentent respectivement les valeurs maximales, minimale et centre pour le paramètre considéré. Par exemple, pour l'usine 1 (TP1) et pour l'essai # 3, la dose de coagulant est faible (40 mg/L), la dose de polymère élevée (0,55 mg/L), le pH de coagulation faible (6,3) et ainsi de suite. La diversité des caractéristiques des eaux à traiter et des conditions de traitement rend quasi-impossible une interprétation exhaustive des résultats. L'approche statistique permet de répondre à l'objectif d'identifier les paramètres majeurs dans la floculation lestée. De plus, elle est utile pour étudier les performances du procédé sous différentes conditions et permet ainsi de l'optimiser.

Pour chacune des variables de qualité de l'eau décantée, un modèle mathématique intégré au logiciel permet de connaître l'importance pondérée de chacun des paramètres de contrôle. Un exemple de ce modèle est présent. Ci-dessous :

$$Y(\text{variable_de_réponse}) = \beta_0 + \sum_{j=1}^8 \beta_j x_j + \sum_{k=1}^7 \gamma_k z_k \quad (1)$$

Ce modèle représente une des 5 variables de qualité (Y) alors que les paramètres de contrôle sont représentés par x. Les variables z représentent les interactions au second degré des paramètres de contrôle $x_j * x_{j'}$ ($j \neq j'$). Les coefficients β et γ sont calculés par le logiciel STATISTICA à partir des résultats des essais. Le modèle décrit les résultats obtenus au laboratoire. Le pourcentage d'explication de la variabilité pour chacun des paramètres et interactions est calculé à l'aide des valeurs des coefficients β et γ de chaque paramètre. Ainsi, pour la variable de qualité X_a , on obtient :

$$X_a(\%) = 100 \times \frac{\beta_j^2 \text{ ou } \gamma_k^2}{\sum_{i=1}^8 \beta_i^2 + \sum_{i=1}^7 \gamma_i^2} \quad (2)$$

Finalement, le troisième objectif concernant l'effet des doses de micro-sable et de polymère a été abordé par un plan factoriel complet faisant varier les deux paramètres selon 4 modalités. Les 16 essais effectués en duplicata ont permis de conclure sur leurs effets tel que discuté dans la section suivante.

Résultats et discussions

Comparaison Jar-test / usine

Premièrement, afin d'évaluer la capacité de la méthode de Jar test pour simuler la floculation lestée, la procédure modifiée de Jar test a été appliquée à 3 types d'eau brute provenant de 3 usines qui utilisent la floculation lestée. Les caractéristiques de ces eaux sont décrites au tableau 2. Les conditions de traitement à l'usine (dose de produits chimiques, temps de contact, etc.) ont été fidèlement respectées en laboratoire. La figure 1 résume les résultats comparés usine-laboratoire sur les 4 paramètres suivis à l'eau décantée. Elle confirme la bonne adéquation entre la simulation au laboratoire et l'échelle réelle en termes de turbidité, d'absorbance UV et de COT à l'eau décantée. En tout temps, les pourcentages d'écart entre les résultats usines et les résultats laboratoires

se situent entre 0 et 7 %. Dans le cas de la filtrabilité, la corrélation est moins bonne. Par contre, la mesure demeure constante et reproductible d'un essai à l'autre.

La bonne adéquation peut être expliquée par l'aspect dynamique de la floculation lestée. En effet, le simple lestage des floes permet l'obtention d'une eau décantée de haute qualité. Ainsi, la plage des valeurs des variables de qualité serait réduite grandement. La réussite du lestage permettrait en tout temps de se retrouver dans cette plage peu importante l'échelle de traitement de la floculation lestée.

Importance relative des principaux paramètres d'exploitation

Le but des essais du plan expérimental est de faire ressortir l'effet relatif de chaque paramètre ou combinaison de paramètres sur la qualité de l'eau décantée (turbidité, absorbance UV, carbone organique total, et filtrabilité). Les 20 diagrammes de Pareto issus de l'analyse statistique ont permis de préparer le tableau 3. Un exemple de ce diagramme est présenté dans la figure 2 et permet d'obtenir le pouvoir explicatif pondéré de chaque paramètre de contrôle sur les variables de qualité, en l'occurrence la turbidité. Il montre que la variabilité de la turbidité pour l'usine 1, en eau tiède (automne), est expliquée à 56 % par la variation de la dose de coagulant et à 10% par la combinaison des doses de coagulant et de micro-sable (MS). Tous les autres paramètres ou combinaisons de paramètres ont une influence plus faible sur la turbidité. Ici, le terme « courbure » exprime la non-linéarité du système. Ainsi, pour un pouvoir explicatif élevé, il importe de réduire la plage de variation des paramètres de contrôle pour avoir plus de linéarité.

D'un point de vue général, il n'existe aucun paramètre majeur qui soit commun aux trois usines étudiées et quelque soit la température; les conditions de traitement devraient donc être considérées « site specific ». Cependant, les paramètres les plus fréquemment cités dans le tableau 3 sont: la dose d'alun, le pH de coagulation, la dose de micro-sable

et le temps de floculation. Pour l'usine 1, la dose de coagulant explique la plus grande part de la variabilité de la turbidité, de l'absorbance UV, et du COT. Pour ces trois paramètres, la dose de coagulant est le paramètre clé à contrôler pour de meilleurs performances du traitement quelle que soit la saison. La variation saisonnière des pourcentages explicatifs de l'alun sur le COT serait attribuable aux cinétiques et mécanismes réactionnels variables avec la température mais aussi aux différentes formes de matières organiques présentes dans les eaux suivant les saisons. Ces résultats sont conformes aux observations habituelles faites en usine et confirment que l'optimisation de la dose de coagulant est essentielle pour une bonne coagulation-floculation-décantation.

D'après les résultats présentés dans le tableau 3, les temps de floculation apparaît comme un paramètre significatif à 4°C. En effet, étant donnée la diminution des cinétiques de formation des produits d'hydrolyse de l'alun en eau froide, un temps de floculation plus long favorise la formation des précipités.

Pour l'usine 2 qui traite une eau de caractéristiques différentes de l'usine 1, les résultats obtenus diffèrent. En effet, la dose de coagulant a un impact très faible sur la variabilité de la qualité de l'eau décantée. Dans la plage expérimentale explorée, l'augmentation de la dose de micro-sable améliore l'enlèvement de la turbidité et de l'absorbance UV à 9°C. Par contre, les résultats obtenus en eau froide ne permettent pas d'identifier les paramètres de contrôle qui affectent le plus la turbidité, l'absorbance UV et le COT.

Ces résultats peu concluants sur l'usine 2 résultent de la qualité particulière de l'eau brute : faible turbidité, faible couleur et indice SUVA bas. Ils confirment ainsi les conclusions de Van Benschoten et Edzwald (1990) selon lesquels un SUVA de l'ordre de 2 indique que la coagulation-floculation n'est pas très efficace pour éliminer la matière organique. On comprend dès lors que l'ajout de micro-sable améliore quelque peu le

traitement en agissant comme noyau initiant la formation des floccs. Ce phénomène peu évident en eau tiède l'est encore moins en eau froide (4°C) où les faibles cinétiques de réactions associées au faible pouvoir de coagulation de l'eau ne laissent ressortir aucun paramètre à effet prépondérant sur les performances du traitement.

A l'usine 3, où les essais ont été réalisés seulement durant l'hiver, les caractéristiques des eaux brutes se rapprochent de celles de l'usine 1. L'indice SUVA d'environ 3 L/mg/m à l'eau brute est considéré moyennement élevé selon Van Benshoeten et Edzwald (1990) tout comme la couleur de l'eau alors que la turbidité et l'alcalinité demeurent faibles. Une particularité de cette usine est l'utilisation d'un coagulant préhydrolysé, le PASS. La variabilité de l'enlèvement de la turbidité et de l'absorbance UV est expliquée à près de 50 % par le temps de coagulation. Les coagulants préhydrolysés ayant été développés plus spécialement pour un usage en eau froide, ce résultat paraît d'abord surprenant. Deux conditions opératoires doivent toutefois être considérées (tableau 2) : 1) la charge hydraulique était de 30 m/h contre 20 m/h à l'usine 1, ce qui résulte en des temps de CFD 50 % plus faibles que pour l'usine 1; 2) la plage de variation des temps de contact est beaucoup plus large, soit de 40 à 160 % du temps de contact utilisé normalement à l'usine 3 (tableau 1 et 2).

Variabilité de la filtrabilité

Rappelons que la méthode de mesure de la filtrabilité telle que définie dans cette étude n'est pas normalisée. Elle a constitué le seul paramètre dont la variabilité entre la simulation et l'usine est la plus élevée.

Dans le cas des trois usines étudiées, la dose de micro-sable a représenté le paramètre explicatif majeur de la variabilité de la filtrabilité, devant le pH de coagulation et les doses de coagulant. L'impact du micro-sable est sans équivoque puisque son utilisation constitue, avec l'addition du polymère, la clé de la floculation lestée. Les résultats

confirment par ailleurs que le pH optimum de coagulation augmente en froide permettant d'améliorer la filtrabilité de l'eau décantée.

L'approche statistique expérimentale permet d'obtenir des informations utiles et complémentaires sur la floculation lestée. Les résultats obtenus montrent l'importance de chacun des paramètres de contrôle considérés. Par contre, les désavantages d'une telle approche se situent au niveau du choix des plages de variation. En effet, une plage trop large ou trop étroite peut affecter de façon importante le poids des paramètres de contrôle dans l'explication de la variabilité de la qualité de l'eau.

Étude de l'influence des doses de micro-sable et de polymère

Le principe de la floculation lestée est rigoureusement associé à l'utilisation de micro-sable et de polymère. Leur impact sur la qualité de l'eau décantée a été étudié sur l'eau brute de l'usine 1.

Les résultats montrent (figure 3) que pour les deux doses de polymère utilisées, les meilleures performances sont obtenues par une dose de micro-sable entre 3 et 5 g/L. Ces résultats confirment les conclusions de l'analyse statistique. Le surplus de micro-sable causerait une érosion supplémentaire des floccs, alors qu'un sous-dosage serait responsable d'un mauvais lestage des floccs formés.

Aucune corrélation ne semble exister entre la turbidité de l'eau décantée et la filtrabilité (Figure 3a et 3d). La dégradation de la filtrabilité pour les doses élevées de polymère pourrait s'expliquer par une maturation des floccs sur les filtres ayant servi à la mesure de la filtrabilité. En effet, un excédent de polymère emprisonnerait, par pontage sur le filtre, les particules coagulées présentes dans l'eau décantée et entraînerait un colmatage rapide des pores des filtres. Dans ces conditions, l'augmentation de la dose de micro-

sable permettrait de consommer le polymère résiduel en l'éliminant lors de l'étape de décantation. Ceci explique donc que pour des faibles doses de polymère, l'effet de la dose de micro-sable sur la filtrabilité est négligeable. Notons que dans tous les cas, la présence de micro-sable en excès ne dégrade pas directement la filtrabilité puisqu'il est éliminé lors de l'étape de décantation.

Pour chaque dose de polymère, les résultats semblent montrer une amélioration de la filtrabilité pour des doses croissantes de micro-sable; les différences obtenues à 5 mg/L et 7 mg/L étant très faibles (figure 3d). Pour cela, la figure 4 présente la filtrabilité en fonction du ratio dose de micro-sable / dose de polymère. Lorsque le ratio est faible (entre 0 et 15 000), la filtrabilité est mauvaise, signifiant qu'une dose faible de micro-sable accompagné d'une dose élevée de polymère est une mauvaise combinaison. Par contre, pour un ratio plus élevé (supérieur à 30 000), la filtrabilité de l'eau décantée est meilleure.

Conclusions

Cette étude a permis de mettre au point une méthode de simulation de la floculation testée en laboratoire. Trois usines utilisant ce procédé basé sur l'ajout de micro-sable et de polymère ont été simulées et les caractéristiques des eaux décantées a permis de conclure à une bonne simulation au laboratoire du procédé réel à l'usine de production d'eau potable.

L'approche statistique expérimentale a permis une optimisation par réduction du nombre d'essais, de même que d'identifier les principaux paramètres qui contrôlent la floculation testée. Outre le micro-sable et le polymère, les paramètres majeurs sont la dose de coagulant et le pH de coagulation comme dans la coagulation-floculation-décantation conventionnelle. Pour des eaux difficilement coagulables (faible SUVA), il est difficile de déterminer un paramètre à effets dominants.

Aucune corrélation ne semble exister entre la turbidité et la filtrabilité de l'eau décantée. Cette dernière semble surtout être affectée par le rapport micro-sable/polymère : elle est meilleure lorsque le rapport est élevé. L'aspect dynamique du procédé lui assure la production d'une eau décantée de qualité relativement stable, probablement dû à une bonne élimination des micro-flocs le plus souvent responsables de la dégradation de la qualité de l'eau décantée.

Remerciements

Cette étude a été réalisée dans le cadre du programme de recherche de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable de l'École Polytechnique de Montréal. Les auteurs désirent remercier ses partenaires pour leur support financier : NSERC, Ville de Montréal, Ville de Laval, École Polytechnique de Montréal, Le Groupe John Meunier Inc.-Compagnie Générale des Eaux et la firme de consultants Vallée Lefebvre. L'étude de la floculation lestée n'aurait pu être possible sans l'implication dévouée de la compagnie John Meunier Inc. qui a permis aux auteurs de mieux comprendre ce nouveau concept et d'accéder à la technologie telle qu'appliquée à pleine échelle. Les remerciements vont également à M. Bernard Clément, Ph.D. pour son aide dans l'approche statistique et l'interprétation des résultats des analyses.

Références

- GUIBELIN, E. (1990). Le procédé Actiflo – décantation lamellaire par floccs lestés des eaux de surface. *Tribune de l'eau (Spécial Poolutec)*, nov.-déc. 1990, p. 3-6.
- LENGO, K.M. (1994). Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser – influence de la préhydrolyse. *Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal*, 120 p.
- TARDAT-HENRY, M. (1994). Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. *Sciences et Techniques de l'Eau*, Vol. 22 no. 4, p.297-304.

CAMP, T.R., ROST, D.K., BHOSTA, B.V. (1940). Effects of temperature on the rate of floc formation, *Journal AWWA*, Vol. 32 no. 11, p. 913-927.

MAULDING, J.S., HARRIS, R.H. (1968). Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with ferric sulfate. *Journal AWWA*, avril 1968, p. 460-476.

VAN BENSCHOTEN, J.E., EDZWALD, J.K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, No. 12, p. 1519-1526.

VAN BENSCHOTEN, J.E., EDZWALD, J.K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II. Coagulation of fulvic acid using alum and polyaluminum chloride. *Water Research*, No. 12, p. 1527-1535.

KANG, L.S., CLEASBY, J.L. (1995). Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. *Journal of Environmental Engineering*, décembre 1995, p. 893-901.

DIANOUS, F., DERNAUCOURT, J.C. (1991). Advantages of weighted flocculation in water treatment. *Water Supply*, vol. 9, p. 543-546.

APHA, AWWA et WEL. (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *Washington, D.C.*

Table 1 Coded value matrix and range for simulated treatment plant

| Run # | Rep. | Coag. dose | Poly. dose | PH | Coag. T | Floc. T | Sett. T | MS dose | Temp. |
|--------------------|------|-----------------------|-------------------|---------|------------|---------------|---------------|---------|-------|
| | | Xa | Xb | Xc | Xd | Xe | Xf | Xg | Xh |
| 1 | 2 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 | -1 |
| 2 | 2 | 1 | -1 | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 1 |
| 3 | 2 | -1 | 1 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 |
| 4 | 2 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 |
| 5 | 2 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 | 1 | -1 |
| 6 | 2 | 1 | -1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 | 1 |
| 7 | 2 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | -1 | 1 |
| 8 | 2 | 1 | 1 | 1 | -1 | -1 | -1 | 1 | -1 |
| 9 | 2 | -1 | -1 | -1 | 1 | 1 | 1 | -1 | 1 |
| 10 | 2 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 |
| 11 | 2 | -1 | 1 | -1 | 1 | -1 | 1 | 1 | -1 |
| 12 | 2 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 | -1 | 1 |
| 13 | 2 | -1 | -1 | 1 | 1 | -1 | -1 | 1 | 1 |
| 14 | 2 | 1 | -1 | 1 | 1 | -1 | 1 | -1 | -1 |
| 15 | 2 | -1 | 1 | 1 | 1 | 1 | -1 | -1 | -1 |
| 16 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| 17 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Range of variation | | | | | | | | | |
| TP 1 | | 40-70 mg/L | 0.25-0.55 mg/L | 6.3-6.9 | 0.75-1.25* | 0.75- 1.25 | 0.75- 1.25 | 0.75-5 | N/A |
| TP 2 | | 6-20 mg/L | 0.05-0.15 mg/L | 7-7.8 | 0.75-1.25 | 0.75- 1.25 | 0.75- 1.25 | 1-5 | 2-20 |
| TP 3 | | 30-62 ul of PASS/L | 0.2-0.6 mg/L | N/A | 0.4-1.6 | 0.4-1.6 | 0.4-1.6 | 1-5 | N/A |

*Value multiplied to bassin retention time (example : at 40 m/hr, the coagulation tank has an HRT of 2 minutes)

Table 2 Raw water characteristics and treatment conditions of simulated water treatment plants

| Treatment Plant | 1 | | 2 | | 3 |
|--|---------------|---------|----------------|------------|----------------|
| Location | St-Jérôme, Qc | | St-Lambert, Qc | | St-Anselme, Qc |
| Period of tests | Autumn | Winter | Autumn | Winter | Autumn |
| Temperature (°C) | 10 | 4 | 9 | 4 | 1 |
| Turbidity (NTU) | 1,9 | 2,2 | 1,4 | 2,8 | 0,6 |
| Alkalinity (mg CaCO ₃ /L) | 26 | 30 | 87 | 100 | 29 |
| PH | 7,1 | 7 | 8 | 7,9 | 7 |
| Color (ACU) | 40 | 47 | 5 | 5 | 15 |
| UV absorbance (m ⁻¹) | 20,7 | 21,8 | 4,4 | 5,5 | 10,4 |
| COT (mg/L) | 5,0 | 4,9 | 2,5 | 2,5 | 3,03 |
| SUVA (L/mg/m) | 4,14 | 4,4 | 1,76 | 2,2 | 3,43 |
| Treatment conditions | | | | | |
| Coagulant type | Alum | Alum | Alum | Alum | PASS |
| Coagulant dosage (mg/L) | 56 | 56 | 13 | 13 | 46 ul |
| Polymer type | Aquafl. | Aquafl. | Percol LT- | Percol LT- | Percol |
| | 464 | 464 | 27 | 27 | LT-27 |
| Polymer dosage (mg/L) | 0,3 | 0,3 | 0,1 | 0,1 | 0,4 |
| NaOH dosage (mg/L) | 18 | 18 | N/A | N/A | N/A |
| pH of coagulation | 6,7 | 6,8 | 7,2 | 7,2 | N/A |
| Micro-sand granulometry (um) | 85 | 85 | 110 | 110 | 85 |
| Micro-sand dosage | 3 | 3 | 3 | 3 | 3 |
| HLR (m ³ /m ² /hr) | 20 | 20 | 30 | 30 | 30 |

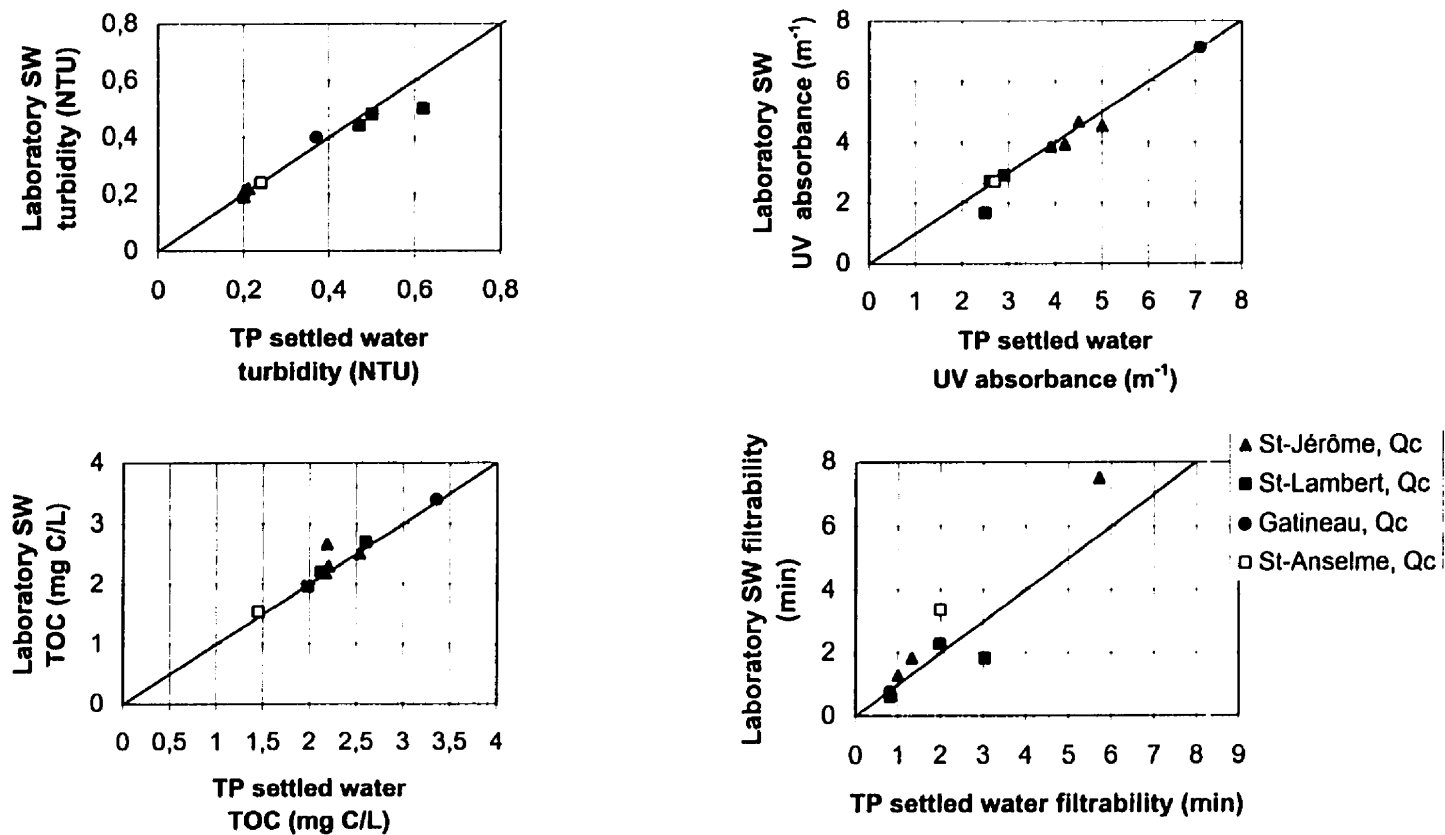


Figure 1 Simulation of various treatment plants using ballasted flocculation (St-Jérôme, St-Lambert, Galineau and St-Anselme, Qc, Canada)

Table 3 Parameters affecting most variability of results

| Treatment plant | | 1 | | 2 | | 3 | |
|------------------------------|----------------|---|---|--|----------------|--|--|
| Location | Period of year | St-Jérôme, Qc | | St-Lambert, Qc | | St-Anselme, Qc | |
| | | Autumn | Winter | Autumn | Winter | Winter | |
| Settled Water Characteristic | | Most important parameters in order of % of explanation (+ or - for variability tendence) | | | | | |
| Turbidité | | 56% Alum dose (-)* | 58% Alum dose (-) | 72% M-S (-) | All parameters | 49% Coag. Time (-) | |
| | | 10% Alum*M-S (-) | 9% Ph (-) 8% Alum*pH (+) | 7% Polymer dose (+) 5% Curvature | | 19% Floc. Time (-) | |
| COT | | 73% Alum dose (+) 5% Coag. Time (+) 5% M-S (-) | 12% Alum dose (+) 9% Floc. Time (-) 8% Settlig time (+) | 35% ph (-) 12% Settlig time (+) 10% Alum*polymer (-) | None | 9% Floc. Time (-) | |
| | | 31% Alum dose (-) | 32% Alum dose | 51% M-S (-) | All parameters | 48% Coag. Time (-) | |
| UV | | 17% Floc. Time (-) 15% Curvature | 18% Curvature 11% Alum*pH | 30% ph (-) 10% Alum dose (+) | | 20% Floc. Time (-) 7% Curvature | |
| | | 38% M-S (+) 36% Alum dose (-) 16% M-S*Alum (-) | 38% M-S (+) 14% Floc. Time (-) 13% Curvature | 29% Temperature (-) 17% ph (-) 12% Temp. * pH (-) | 30 % pH (-) | 65% M-S (+) 15% Coag. Time (+) 10% M-S*Coag. (+) | |

*The plus or minus sign indicate that an increased value of the parameter results in an decrease (-) or increase (+) value of the Settled water characteristic

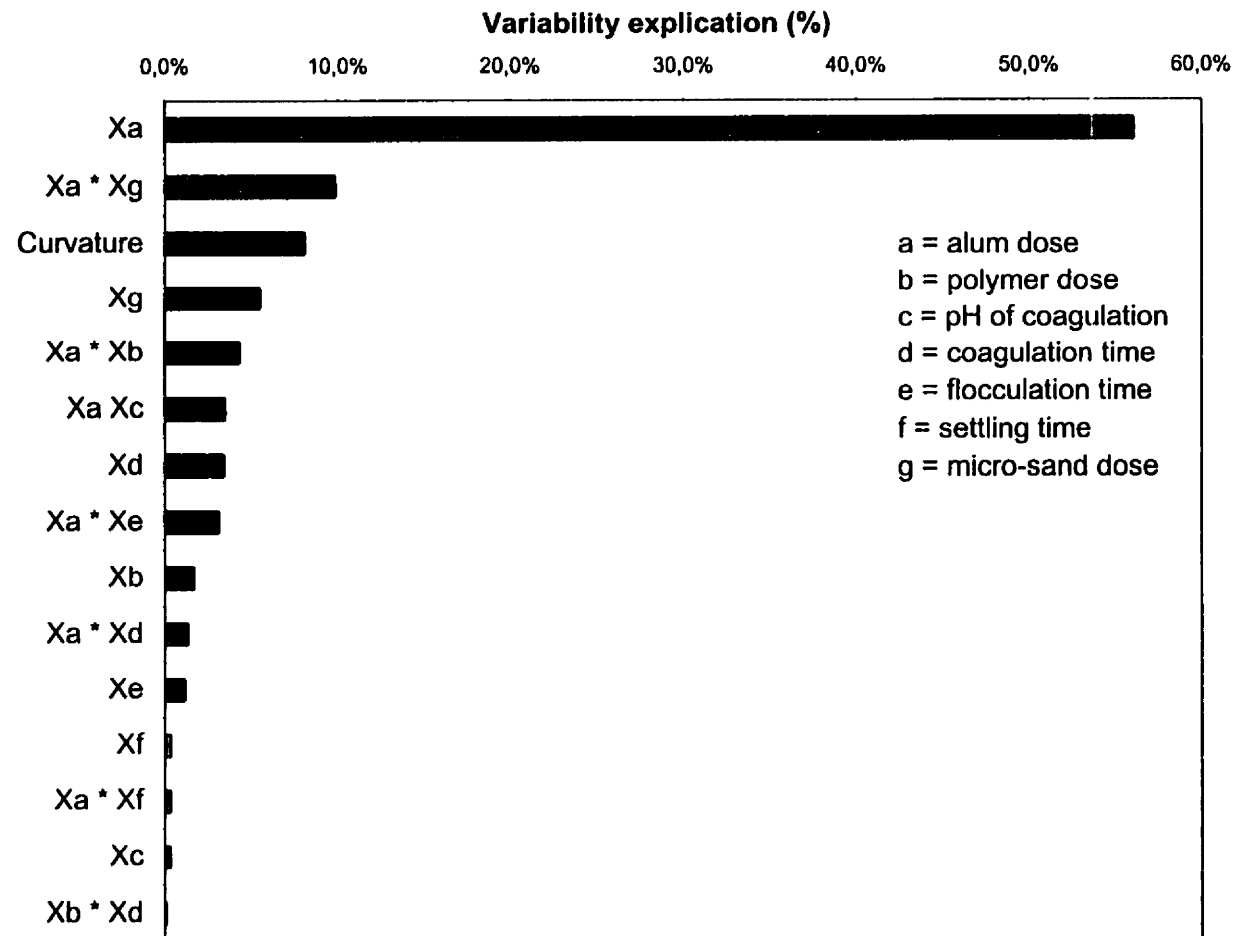


Figure 2 Pareto chart for variability explication of turbidity removal (%) for each parameter and interaction (TP1:St-Jérôme, 10/98)

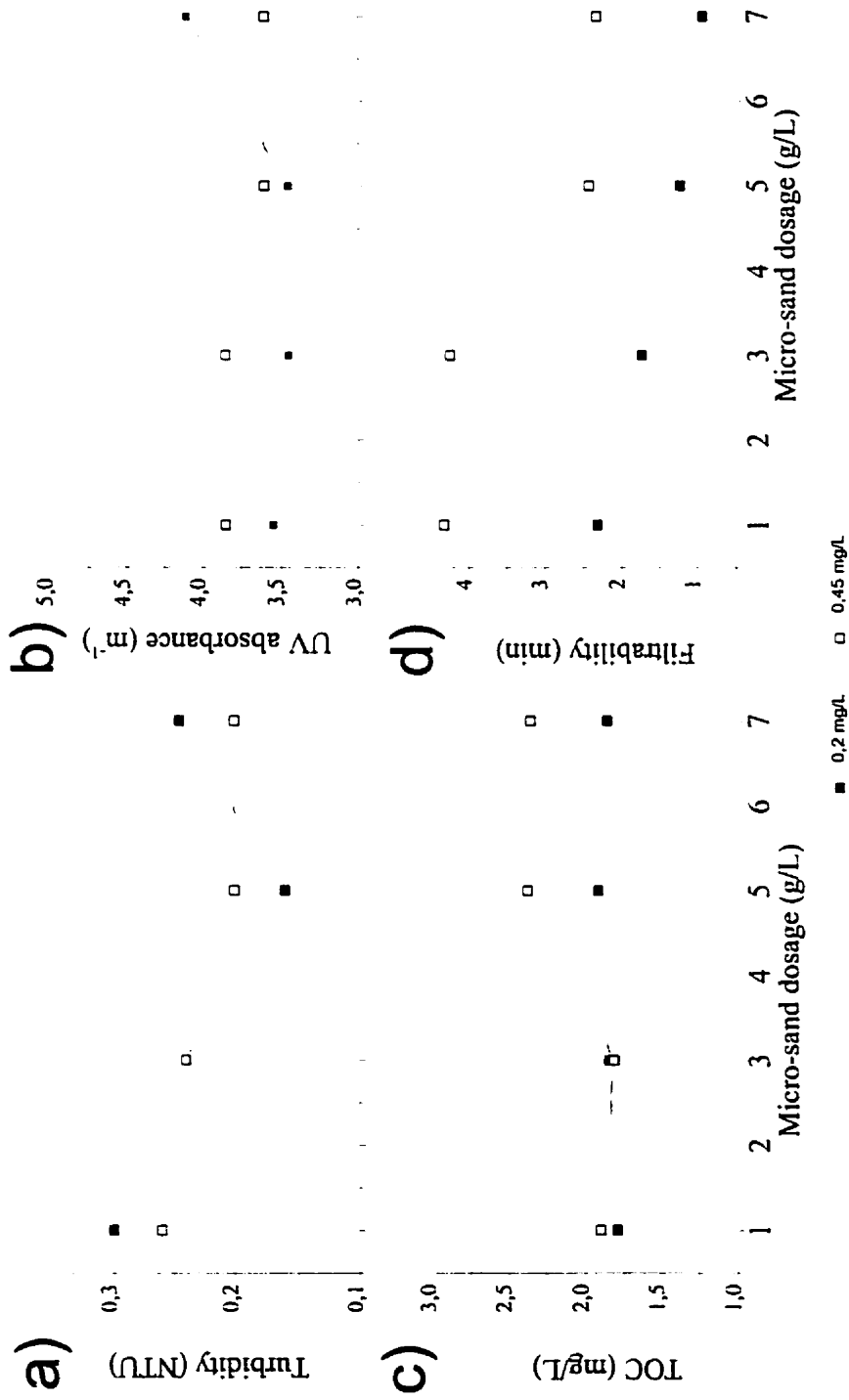


Figure 3 Settled water quality in fonction of dosage of micro-sand for different polymer dosages
a) turbidity, b) UV absorbance, c) TOC and d) filtrability

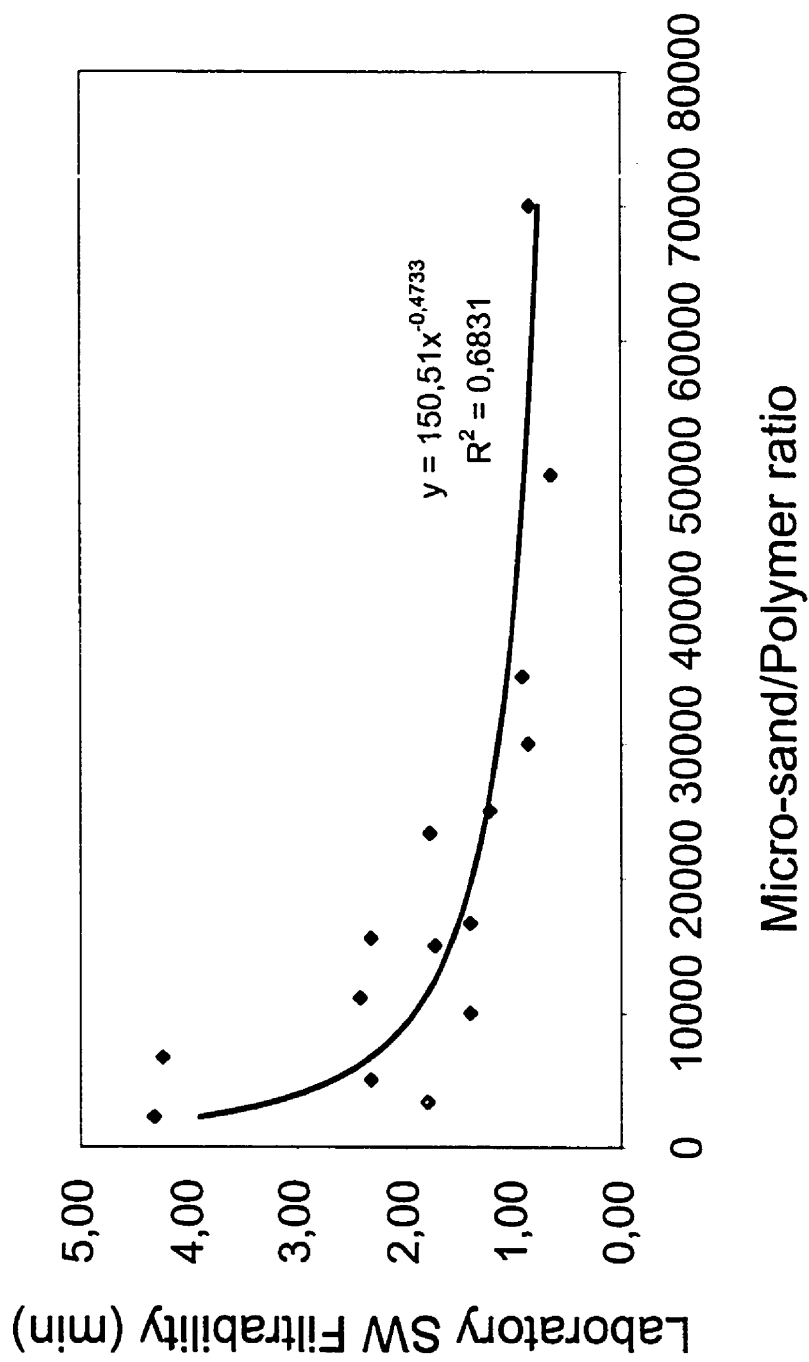


Figure 4 Settled water filtrability in function of micro-sand/Polymer ratio (St-Jérôme, Qc, 03/99)

4.4 ÉTUDE COMPARATIVE DE L'ALUN, DU PASS ET DU PACI EN EAU FROIDE

Les efficacités en eau froide de trois coagulants à base d'aluminium (Alun, PASS et PACI) ont été comparées. Ces essais ont aussi eu pour but de montrer l'effet du temps de coagulation et d'optimiser l'utilisation du polymère et du micro-sable.

La dose optimale d'alun est difficile à identifier (Figure 4.4.1). En effet, une augmentation de la dose d'alun se traduit par une diminution de la turbidité, de l'absorbance UV et du COT alors que la filtrabilité se détériore. Une dose optimale de 11 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ a été retenue. Pour le PASS et le PACI, (Figure 4.4.1b et 4.4.1c), les doses optimales sont les mêmes soit de 5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$. L'alun permet d'obtenir de meilleurs résultats que les coagulants préhydrolysés en ce qui concerne la turbidité et la filtrabilité (Figures 4.4.2a et 4.4.2d). Par contre, le PACI permet un meilleur enlèvement du COT (Figure 4.4.2c).

Ces doses optimales (11 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ pour l'alun et 5 mg $\text{Al}_2\text{O}_3/\text{L}$ pour le PASS et PACI) ont ensuite été utilisées pour étudier l'impact des variations du temps de coagulation en eau froide. Lors de ces essais, les temps de floculation et de décantation sont demeurés constants. Contrairement aux tendances présentées dans la littérature (Bosisio et Milette, 1989), l'alun semble être ici le coagulant le moins affectés par le temps de coagulation (Figure 4.4.3). Lorsque le PASS ou le PACI sont utilisés, l'enlèvement de la turbidité et l'absorbance UV semble être affecté légèrement par le temps de coagulation. Les variations observées sont cependant relativement faibles et il convient de noter que pour des temps de coagulation du PASS ou du PACI non optimaux, la qualité de l'eau décantée demeure bonne. Avec ces derniers coagulants, on observe une amélioration des qualités de l'eau décantée lorsque le temps de coagulation augmente (Figure 4.4.3b et 4.4.3c). Par contre, une augmentation du temps de coagulation de l'alun n'a pratiquement pas d'effet sur la qualité de l'eau décantée.

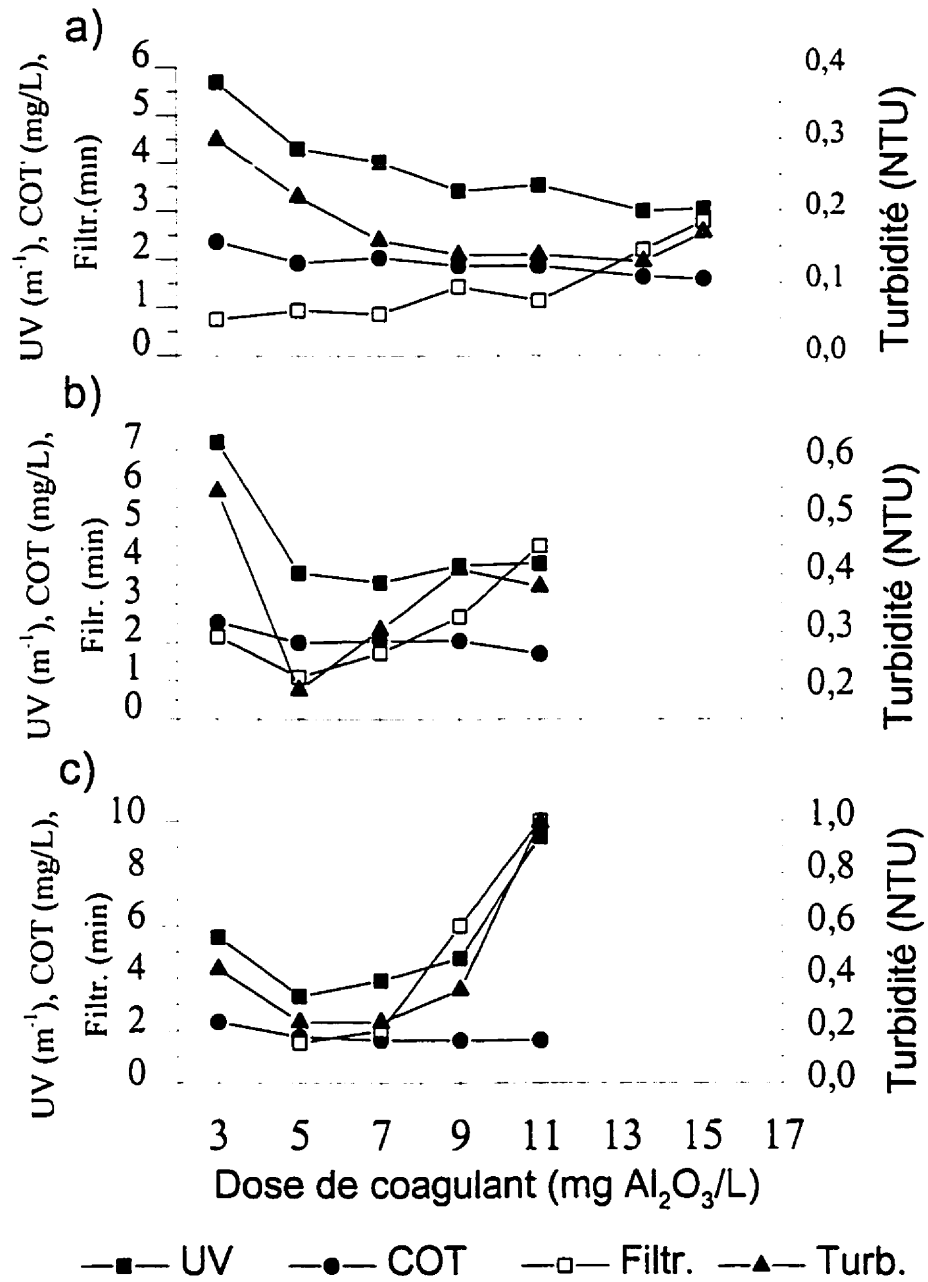


Figure 4.4.1 Qualité de l'eau décantée en fonction des doses de coagulant: a) Alun, b) PASS et c) PACI

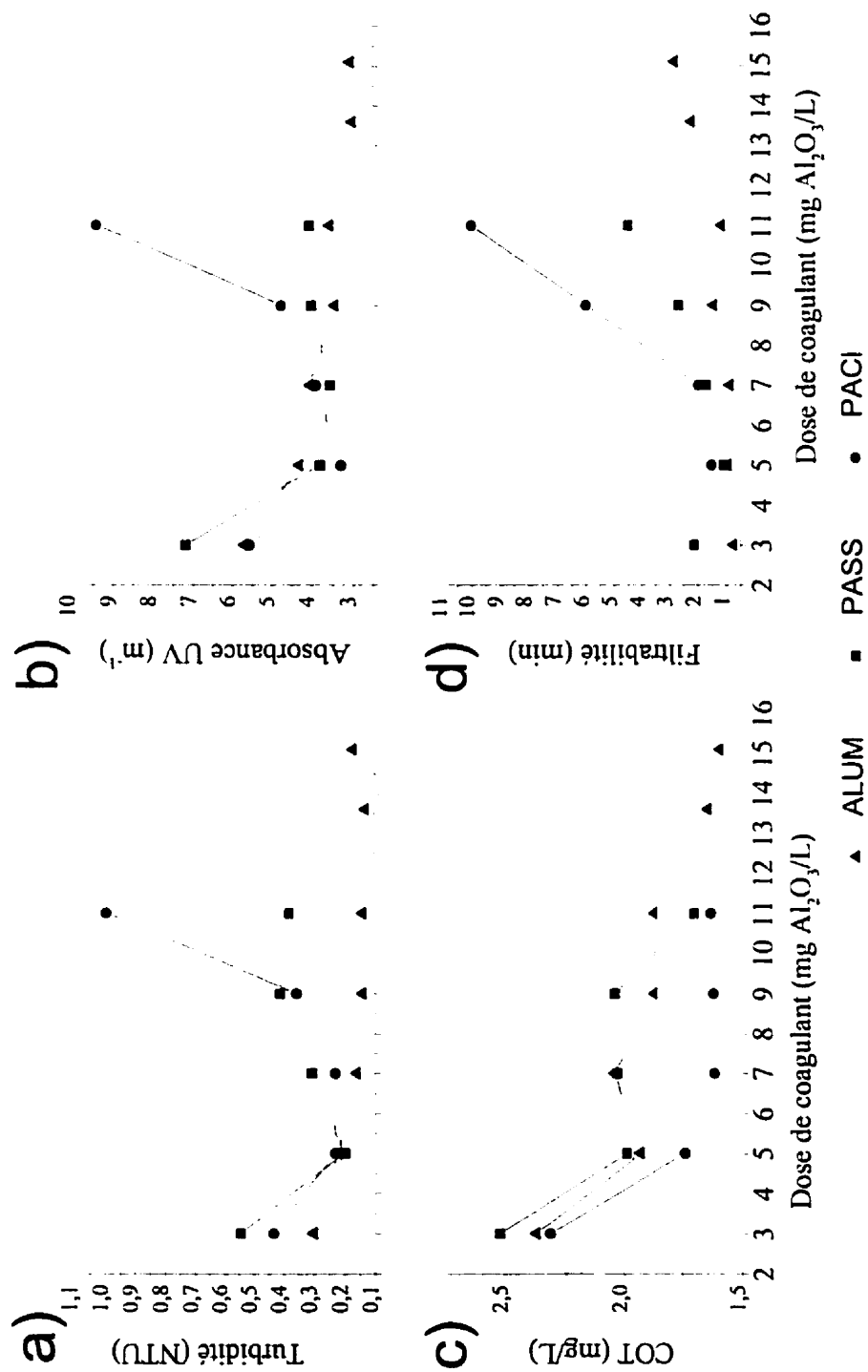


Figure 4.4.2 Qualité de l'eau décantée en fonction des doses de différents coagulants: a) turbidité, b) absorbance UV, c) COT et d) filtrabilité

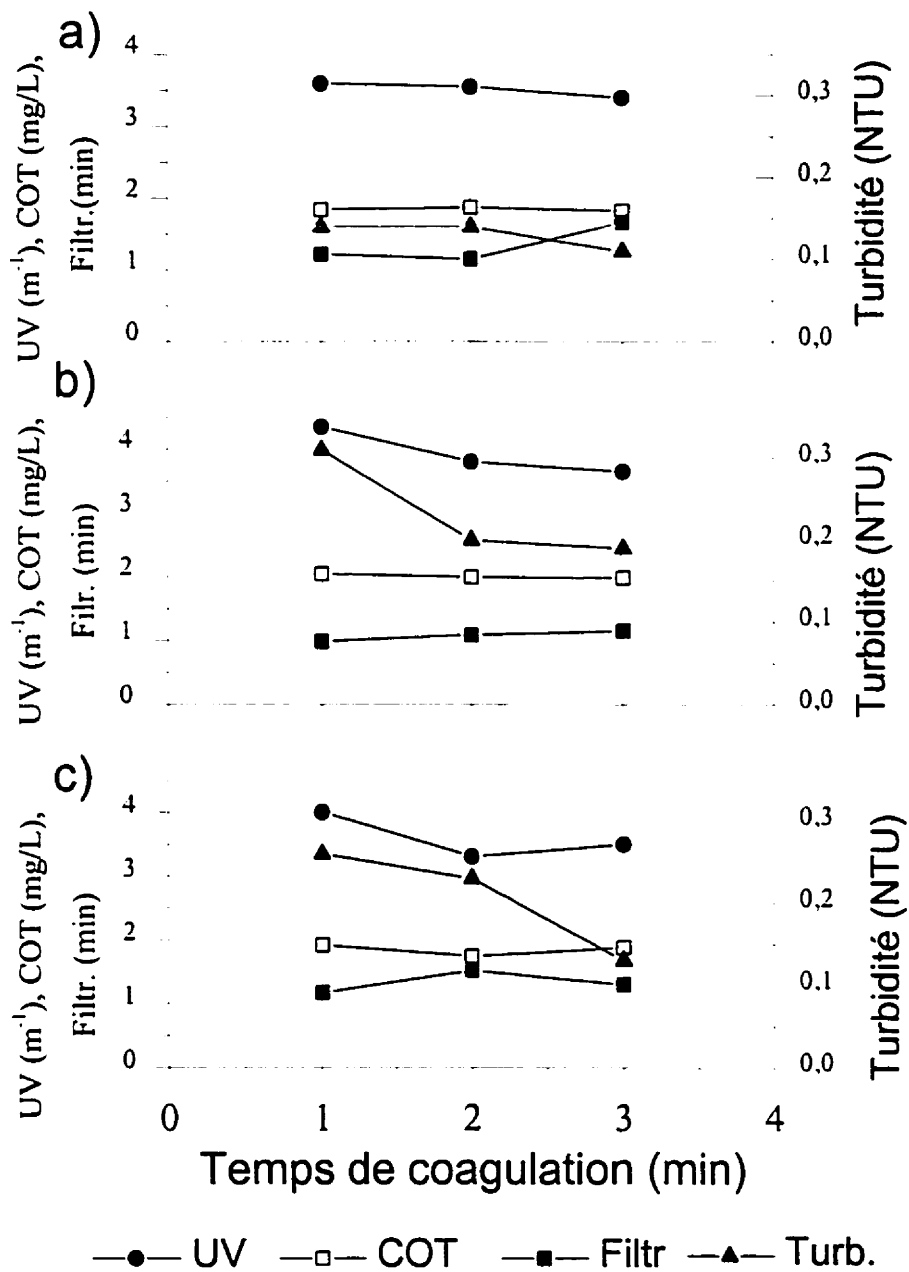


Figure 4.4.3 Qualité de l'eau décantée en fonction des doses optimales de coagulant: a) Alun (11 mg Al₂O₃/L), b) PASS (5 mg Al₂O₃/L) and c) PACI (5 mg Al₂O₃/L)

Cette différence de comportement pourrait être expliquée par les mécanismes de réaction différents. En effet, dans le cas de l'alun, la floculation est principalement dominée par les mécanismes d'emprisonnement des particules dans les précipités issus de l'hydrolyse du coagulant. Dans un procédé de CFD conventionnel, la qualité du traitement dépend sur la formation de floes assez gros pour décanter rapidement. Or, l'augmentation de la densité des floes par l'utilisation du micro-sable et de polymère permet même aux floes de petites tailles de décanter. Pour une bonne performance de l'alun, il suffirait alors d'un temps minimum de coagulation qui assure sa dispersion et la formation des produits d'hydrolyse.

Par contre, les coagulants préhydrolysés étant prépolymérisés agissent surtout par adsorption et pontage entre particules. Il se pourrait qu'un temps de coagulation légèrement plus long soit nécessaire pour permettre la formation des floes par pontage avec les particules. Ce temps supplémentaire permettrait au PASS et au PACl de capturer plus de particules. Rappelons que dans le procédé de floculation lestée, l'injection du micro-sable et du polymère suit l'introduction du coagulant et que le temps de coagulation représente la durée qui sépare les deux étapes. Dans un système conventionnel, le temps alloué à la coagulation-floculation est relativement long (de 20 à 25 min), suffisant pour un bon rendement du mécanisme de pontage des coagulants préhydrolysés. Dans le procédé de floculation lestée, ces temps sont beaucoup plus courts et le principal mécanisme mis en jeu lors de l'utilisation du PASS et du PACl ne peut être complété avant l'addition de micro-sable et de polymère. Un temps de coagulation plus long améliore ainsi le pontage entre les particules colloïdales et ensuite leur élimination lors des étapes suivantes.

Cette différence de comportement pourrait être expliquée par les mécanismes de réaction différents. En effet, dans le cas de l'alun, la floculation est principalement dominée par les mécanismes d'emprisonnement des particules dans les précipités issus de l'hydrolyse du coagulant. Dans un procédé de CFD conventionnel, la qualité du traitement dépend sur la formation de floes assez gros pour décanner rapidement. Or, l'augmentation de la densité des floes par l'utilisation du micro-sable et de polymère permet même aux floes de petites tailles de décanner. Pour une bonne performance de l'alun, il suffirait alors d'un temps minimum de coagulation qui assure sa dispersion et la formation des produits d'hydrolyse.

Par contre, les coagulants préhydrolysés étant prépolymérisés agissent surtout par adsorption et pontage entre particules. Il se pourrait qu'un temps de coagulation légèrement plus long soit nécessaire pour permettre la formation des floes par pontage avec les particules. Ce temps supplémentaire permettrait au PASS et au PACl de capturer plus de particules. Rappelons que dans le procédé de floculation lestée, l'injection du micro-sable et du polymère suit l'introduction du coagulant et que le temps de coagulation représente la durée qui sépare les deux étapes. Dans un système conventionnel, le temps alloué à la coagulation-floculation est relativement long (de 20 à 25 min), suffisant pour un bon rendement du mécanisme de pontage des coagulants préhydrolysés. Dans le procédé de floculation lestée, ces temps sont beaucoup plus courts et le principal mécanisme mis en jeu lors de l'utilisation du PASS et du PACl ne peut être complété avant l'addition de micro-sable et de polymère. Un temps de coagulation plus long améliore ainsi le pontage entre les particules colloïdales et ensuite leur élimination lors des étapes suivantes.

Nous concluons tout de même que la procédure de Jar test simule très bien la floculation lestée sous des conditions d'opération adéquates. Elle permet aux utilisateurs de la méthode de simulation d'identifier les conditions dans lesquelles la floculation lestée offre les meilleurs rendements.

Ensuite, les résultats de l'étude sur la floculation lestée au laboratoire montrent que :

- La dose de coagulant et de son pH de coagulation ont la plus grande influence sur la variabilité de la qualité de l'eau décantée telle que démontrée par l'approche d'analyse statistique des designs factoriels fractionnels. Ainsi, comme c'est le cas pour un procédé de CFD conventionnel, l'optimisation du traitement doit d'abord tenir compte de ses deux paramètres. L'analyse statistique des résultats montre également que la dose de micro-sable a un effet non négligeable sur la filtrabilité de l'eau décantée;
- L'augmentation de la dose de micro-sable pour des doses élevées de polymère permet d'améliorer la filtrabilité de l'eau décantée (selon l'étude de la variation de la dose de micro-sable en fonction de la dose de polymère). Les résultats de cette étude montrent que le micro-sable « consomme » le polymère résiduel et atténue le colmatage des filtres utilisés pour la mesure de la filtrabilité;
- L'alun permet en eau froide d'obtenir une eau décantée d'aussi bonne qualité que celle obtenue avec des coagulants préhydrolysés. Les mécanismes de la floculation lestée expliqueraient le fait que l'alun arrive à performer aussi bien en eau froide. En effet, en floculation lestée, le rendement du traitement repose avant tout sur la fixation du micro-sable sur les particules coagulées et non sur la formation de gros floes.

RÉFÉRENCES

ADACHI, Y., COHEN STUART, M.A., FOKKINK, R. (1994). Dynamic aspects of bridging flocculation studied using standardized mixing. *Journal of colloid and Interface science*, Vol. 167, p. 346-351.

APHA, AWWA et WEL. (1992). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. *APHA, Washington, D.C.*

AMIRTHARAJAH, A., O'MELIA, C.R. (1990). Coagulation Processes : Destabilization, Mixing, and Flocculation. Chapitre 4 dans *Water Quality and Treatment : a Handbook of Community Water Supplies, AWWA, 4^e édition*, p. 269-365.

BOSISIO, M., MILETTE, G.A. (1989). Études comparatives des performances de deux coagulants : le sulfate d'aluminium (alun) et le polyaluminium-silicate-sulfate (PASS). *Sciences et Techniques de l'Eau*, Vol. 22 no. 4, p.325-331.

BREJCHOVA, D., WIESNER, M.R. (1982). Effect of delaying the addition of polymeric coagulant-aid on settled water turbidity. *Water Science technology*, Vol. 26, No. 9-11, p.2281-2284.

CAMP, T.R., ROST, D.K., BHOSTA, B.V. (1940). Effects of temperature on the rate of floc formation. *Journal AWWA*, Vol. 32 no. 11, p. 913-927.

CAMP, T.R., STEIN, P.C. (1953). Velocity gradient and internal work in fluid motion. *Journal of Boston Society of Civil Engineering*, Vol. 10 no. 30, p.219-237.

CLARK, M.M. (1985). Critique of Camp and Stein's RMS velocity gradient. *Journal of environmental engineering*, Vol. 111 no.6, p.741-754.

CLEASBY, J.L., (1984). Is velocity gradient a valid turbulent flocculation parameter?. *Journal of environmental engineering*, Vol. 110 no.5, p.875-897.

CORNWELL, D.A., BISHOP, M.M. (1983). Determining velocity gradients in laboratory and full-scale systems. *Journal AWWA*, Vol no. 9, p.470-475.

DÉGRÉMONT (1988). Mémento technique de l'eau. 9^e édition, 1200 p.

DESJARDINS, R. (1997). Le traitement des eaux. Éditions de l'École Polytechnique de Montréal, 2^e édition revue et améliorée, 304 p.

DIANOUS, F., DERNAUCOURT, J.C. (1991). Advantages of weighted flocculation in water treatment. *Water Supply*, vol. 9, p. 543-546.

EDWARDS, M. (1996). Predicting organic carbon removal during enhanced coagulation. *Article soumis le 10/1/96 à la revue JAWWA*.

GAGNÉ, B., BEAUDET., J.-F., SILVERWOOD, A. (1997). Procédure d'essais de laboratoire pour la simulation de l'ACTIFLO® en Jar test », *Rapport interne de la compagnie John Meunier Inc., Montréal, décembre 1997*.

GAN, L.M., YEOH, K.W., CHEW, C.H., KOH, L.L., TAN, T.L. (1991). Poly(sodium Acrylamidoalkanoate)s : Syntheses and solution properties in relation to flocculation study in water treatment. *Journal of Applied Polymer Science*, Vol. 42, p. 225-232.

GAUTHIER, P. (1996). Eau potable : l'Actiflo® un système de traitement éprouvé. *Envirotech, Juillet-Août*, p. 17-23.

GRIFFITH, J.D., WILLIAMS, R.G. (1972). Application of Jar-test analysis at Phoenix, Ariz. *Journal AWWA, Décembre 1972*, p.825-830.

GUIBELIN, E. (1990). Le procédé Actiflo – décantation lamellaire par floccs lestés des eaux de surface. *Tribune de l'eau (Spécial Poolutec), nov.-déc. 1990*, p. 3-6.

HAARHOFF, J., CLEASBY, J.L. (1988). Comparing aluminum and iron coagulants for in-line filtration of cold-waters. *Journal AWWA, Vol. 80 no.4*, p. 168-175.

HAN, m., LAWLER, D.F. (1992). The (relative) insignificance of G in flocculation », *Journal AWWA, Vol. 82 no.10*, p.79-91.

HANSON, A.T., CLEASBY, J.L. (1990). The effects of temperature on turbulent flocculation :fluid dynamics and chemistry. *Journal AWWA, Vol. 80 no.11*, p.56-73.

HUDSON, H.E. (1973). Evaluation of plant operating and jar-test data », *Journal AWWA, mai 1973*, p.368-375.

HUDSON, H.E., WAGNER, E.G. (1981). Conduct and uses of jar tests. *Journal AWWA, avril 1981*, p.218-223.

JULIEN, R. (1983). Étude de la coagulation-floculation-décantation d'une eau colorée froide de faible alcalinité. *Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal*, 157p.

KAEDING, U.W., DRIKAS, M., DELL'EVERDE, P.J., MARTIN, D., SMITH, M.K. (1992). A direct comparison between sulphate and polyaluminum chloride as coagulants in a water treatment plant. *Water Supply, Vol. 10, No. 4*, p. 119-132.

KANG, L.S., CLEASBY, J.L. (1995). Temperature effects on flocculation kinetics using Fe(III) coagulant. *Journal of Environmental Engineering, décembre 1995*, p. 893-901.

LENGO, K.M. (1994). Effets comparés de divers coagulants sur l'enlèvement de la matière organique des eaux à potabiliser – influence de la préhydrolyse. *Mémoire de maîtrise - Département de Génie Civil, École Polytechnique de Montréal*, 120 p.

LYTLE, D.A. (1994). How do I run a proper jar test procedure ?. *Journal AWWA, Compte rendus de la conférence de 1994*, p. 2475-2482.

MAULDING, J.S., HARRIS, R.H. (1968). Effect of ionic environment and temperature on the coagulation of color-causing organic compounds with ferric sulfate. *Journal AWWA, avril 1968*, p. 460-476.

MOHTADI, M.F., RAO, P.N. (1973). Effect of temperature on flocculation of aqueous dispersions. *Water Research, Vol. 7*, p. 747-767.

MORRIS, J.K., KNOCKE, W.R. (1984). Temperature effects on the of metal-ion coagulants for water treatment. *Journal AWWA, Vol. 73, mars 1984*, p.74-79.

NARKIS, N., GHATTAS, B., REBHUN, M., RUBIN, A.J. (1991). The mechanism of flocculation with aluminum salts in combination with polymeric flocculants as flocculant aids. *Water Supply, Vol. 9*, p. 37-44.

SELVAPATHY, P., JAYAPAL REDDY, M. (1992). Effect of polyelectrolytes on turbidity removal. *Water Supply, Vol. 10 no. 4*, p. 175-178.

SPZAK, J.P., WOODS, D.R., BOUCHARD, B. (1996). Critique of Jar testing for the design of coagulation-flocculation systems », *Waters Quality Research Journal of Canada, Vol.31 no.1*, p.51-64.

STANLEY, S.J., SMITH, D.W. (1995). Measurement of turbulent flow in standard Jar test apparatus. *Journal of environmental engineering, Décembre, 1995*, p.902-910.

TAMBO, N. (1991). Basic concepts and innovative turn of coagulation/flocculation », *Water Supply, Vol. 9*, p. 1-10.

TARDAT-HENRY, M. (1989). Évolution des dérivés de l'aluminium utilisés comme agents de coagulants. *Sciences et Techniques de l'Eau, Vol. 22 no. 4*, p.297-304.

TCHOBANOGLIOUS, G., SCHROEDER, E.D. (1987). Water Quality. *Addison-Wesley Publishing Company, Reading Massachussets*, 768 p.

VAN BENSCHOTEN, J.E., EDZWALD, J.K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-I. Hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride. *Water Research, No. 12*, p. 1519-1526.

VAN BENSCHOTEN, J.E., EDZWALD, J.K. (1990). Chemical aspects of coagulation using aluminum salts-II. Coagulation of fulvic acid using alum and polyaluminum chloride. *Water Research, No. 12*, p. 1527-1535.

VAN BENSCHOETEN, J.E., EDZWALD, J.K., RAHMAN, M.A. (1992). Effects of temperature and pH on residual aluminium for alum and polyaluminium coagulants. *Waters Supply, Vol. 10 no. 4, p.49-54.*