

In compliance with the
Canadian Privacy Legislation
some supporting forms
may have been removed from
this dissertation.

While these forms may be included
in the document page count,
their removal does not represent
any loss of content from the dissertation.

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉVALUATION DES OUTILS POUR LE CHOIX DES COAGULANTS
EN FILTRATION DIRECTE

NAIRA CHAOUCH
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)

Mai 2003



National Library
of Canada

Bibliothèque nationale
du Canada

Acquisitions and
Bibliographic Services

Acquisitions et
services bibliographiques

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-612-86387-5

Our file Notre référence

ISBN: 0-612-86387-5

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.

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.

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 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.

Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ÉVALUATION DES OUTILS POUR LE CHOIX DES COAGULANTS
EN FILTRATION DIRECTE

présenté par : CHAOUCH Naira

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

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

Mme MILLETTE Louise, Ph.D., présidente

M. DESJARDINS Raymond, M.Eng., membre et directeur de recherche

M. MILLETTE Robert, D.Sc.A, membre

REMERCIEMENTS

Ce projet est réalisé au sein de la Chaire industrielle CRSNG en eau potable de l'École Polytechnique de Montréal. Je tiens à exprimer mes sincères remerciements à monsieur Raymond Desjardins, mon directeur de recherche, qui m'a permis de mener ce projet. Je remercie aussi monsieur Boniface Koudjounou, mon codirecteur de recherche, pour ses conseils et l'intérêt avec lequel il a suivi la progression de mon travail. Je remercie également madame Louise Millette et monsieur Robert Millette, les membres de jury, d'avoir accepté de juger ce travail.

J'exprime ma reconnaissance à Yves Fontaine, technicien, pour son suivi technique de l'usine pilote et de son aide à bien réaliser les essais de filtration. Je tiens à saluer tous les étudiants du B616 pour leur soutien moral et pour l'ambiance qui a régné entre nous pendant la durée de mes études. Je remercie également tous les membres de la chaire industrielle CRSNG en eau potable.

Je dédie ce travail à l'âme de mon père Hédi qui n'a cessé tout au long de sa vie de m'encourager et pour ses précieux conseils. Je le dédie aussi à ma mère Souad, ma sœur Afef et mon frère Chokri pour leurs appuis malgré la distance qui nous sépare. Je remercie également mon oncle Abdelkader sans qui je n'aurais pu terminer mes études au Canada ainsi que pour son encouragement. Je tiens à exprimer mes vives reconnaissances à mon époux Marouane pour son soutien moral et sa patience surtout qu'il m'était difficile de partager avec lui les fins de semaines pour faire le suivi de l'usine pilote.

RÉSUMÉ

L'objectif principal de ce projet est de trouver la meilleure méthode (simple et rapide) pour déterminer la dose optimale d'alun correspondante à chaque configuration des filtres au sein d'une filtration directe. La chaîne de traitement comprend une coagulation avec l'alun, une floculation et une filtration sur sable à 10 m/h. La détermination de la dose optimale d'alun a été réalisée en utilisant trois outils différents : l'usine pilote, le module de filtrabilité de Ives et la filtrabilité membranaire. On a aussi procédé à l'évaluation de la qualité de l'eau filtrée à l'aide des mesures de la taille des agrégats des particules et du potentiel Zêta de l'eau. Afin d'évaluer la fiabilité des deux outils de laboratoire de filtration, les concentrations optimales d'alun mesurées à l'aide de l'usine pilote ont été considérées comme références.

Afin d'obtenir une bonne qualité d'eau filtrée en terme de turbidité et de compte de particules, il a été nécessaire de maintenir un rapport de L/d (épaisseur du matériau filtrant / diamètre effectif du matériau filtrant) égale ou supérieure à 1250. Les essais sur le filtre pilote ont montré que la dose optimale d'alun est indépendante de la hauteur du sable dans la gamme des diamètres effectifs allant jusqu'à 1,0 mm. Des essais de filtration sur des faibles hauteurs de sable permettent de déterminer les doses optimales d'alun correspondantes.

Par ailleurs, la dose optimale d'alun dépend de la granulométrie du sable. Pour des diamètres effectifs inférieurs ou égaux à 1,0 mm, elle varie selon une tendance linéaire en fonction du diamètre effectif. La dose optimale la plus élevée correspond au diamètre effectif le plus grand. Cette régression linéaire permet de minimiser le temps des essais pour le choix de la dose optimale d'alun.

Le module de filtrabilité de Ives permet de déterminer les concentrations optimales d'alun qui correspondent à la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm et 0,8 mm. La filtrabilité membranaire sur des filtres millipores en nitrocellulose de diamètres 0,8 μm , 3,0 μm et 5,0 μm permettent de déterminer les doses optimales d'alun correspondantes aux filtrations directes sur sables de diamètres effectifs respectifs 0,4 mm, 0,8 mm et 1mm. Les doses optimales d'alun respectives sont 7 mg/l, 8,75 mg/l et 9,75 mg/l. Ces deux techniques permettent de minimiser le temps des essais de filtration pour le choix de la dose optimale d'alun et ils sont plus simples à manipuler comparativement à l'usine pilote.

Pour une configuration de filtres donnée, il n'y a pas de taille optimale de floccs ou de potentiel zêta optimal. Ces derniers dépendent du type et des doses des produits chimiques appliquées.

La filtrabilité membranaire est la méthode recommandée pour prédire les doses optimales d'alun. Elle demande moins de temps d'essais pour déterminer le conditionnement chimique optimal et elle est la moins laborieuse.

ABSTRACT

The principal objective of this project is to find the best method (simple and fast) to determine the optimal alum dose for each configuration of the filters for a direct filtration. The sequence of the treatment comprises a coagulation with alum, a flocculation and a filtration on sand with 10 m/h. The determination of the optimal alum amount was carried out by using three different tools: the pilot plant, the module of filterability of Ives and membrane filterability. The evaluation of the quality of the water filtered using measurements of the size of the aggregates of the particles and the Zêta potential of water was also done. For the evaluation of the two laboratory methods, the optimal concentrations of alum measured using the pilot plant were regarded as references.

In order to obtain a good quality of water filtered in term of turbidity and account of particles, it was necessary to maintain a report/ratio L/d (thickness of filter material/effective diameter of filter material) equal or higher than 1250. The tests on the pilot plant showed that the optimal alum amount is independent of the height of sand in the range of the effective diameters going to 1,0 mm. The tests of filtration on low heights of sand make it possible to determine the optimal amounts of alum corresponding.

In addition, the optimal alum amount depends on the granulometry of sand. For effective diameters lower and equal to 1,0 mm, it varies according to a linear trend according to the effective diameter. The optimal amount highest corresponds to the effective diameter largest. This linear regression makes it possible to minimize the time of the tests for the choice of the optimal alum dose.

The module of filterability of Ives determine the optimal alum concentrations which correspond to direct filtration on sand of effective diameter of 0,4 mm and 0,8 mm. Membrane filterability on nitrocellulose millipores filters of diameters 0,8 μm , 3,0 μm and 5,0 μm determine the optimal doses of alum corresponding to direct filtrations on sands of respective effective diameters of 0,4 mm, 0,8 mm and 1mm. The optimal doses of alum respective are 7 mg/l, 8,75 mg/l and 9,75 mg/l. These two techniques minimize the time of the tests of filtration for the choice of the optimal amount of alum and they are simpler to handle.

For a one configuration of filters, an optimal size of flocs and an optimal zeta potential do not exist. They depend on the type and the amounts of the chemicals applied.

The membrane filterability is recommended to be the best method to predict the optimal dose of alum. It demands less time of tests to determine the optimal chemical conditioning and it is the least hard.

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iv
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLES DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xiv
LISTE DES FIGURES	xvi
LISTE DES ANNEXES	xix
 INTRODUCTION	 1
CHAPITRE 1: REVUE DE LITTÉRATURE	4
1.1 Filtration directe	4
1.1.1 Définition.....	4
1.1.2 Conditions d'application et avantages	4
1.1.3 Mécanismes de filtration	6
1.1.4 Fonctionnement des filtres.....	8
1.1.4.1 Évolution des particules dans l'effluent des filtres	8
1.1.4.2 Évolution des pertes de charges.....	10
1.1.4.3 Mesure des particules dans l'eau.....	11
1.1.5 Optimisation de la filtration.....	13
1.1.5.1 Objectifs.....	13
1.1.5.2 Optimisation du fonctionnement des filtres.....	14

1.1.6 Paramètres affectant la performance de la filtration.....	15
1.2 Coagulation.....	17
1.2.1 Définition et intérêt.....	17
1.2.2 Types des coagulants	17
1.2.2.1 Les coagulants minéraux	17
1.2.2.2 Les coagulants organiques.....	19
1.2.3 Mécanismes de la coagulation	20
1.2.4 Comparaison entre les coagulants	21
1.2.5 Paramètres affectant l'efficacité de la coagulation	23
1.3 Floculation	25
1.3.1 Définition et intérêt.....	25
1.3.2 Types de floculants et conditions d'application.....	25
1.3.3 Mécanismes de floculation	26
1.3.4 Paramètres mis en jeux dans la floculation	28
1.4 Méthode de choix du conditionnement chimique optimal	29
1.4.1 Filtres Pilotes	29
1.4.2 Outils de Laboratoire	30
1.4.2.1 Filtration membranaire	32
1.4.2.2 Calcul de l'indice de filtrabilité pour la détermination des doses optimales des coagulants.....	33
1.4.2.3 Évaluation de la qualité de l'eau pour la détermination de la dose optimale des produits chimiques	34
1.4.3 Méthodes en ligne de prédiction du conditionnement chimique.....	36
1.5 Conclusions de la revue de littérature.....	36

CHAPITRE 2 : MATÉRIELS ET MÉTHODES	38
2.1 L'usine pilote:	38
2.1.1 Les essais réalisés	38
2.1.2 Description de l'usine pilote	40
2.1.2.1 L'eau brute.....	42
2.1.2.2 La coagulation	43
2.1.2.3 La floculation.....	43
2.1.2.4 La filtration	43
2.1.2.5 Suivi de la qualité de l'eau brute	44
2.1.2.6 Suivi de la performance de la filtration	45
2.2 La filtrabilité de Ives.....	45
2.2.1 Les essais réalisés	45
2.2.2 Description du module de filtrabilité de Ives	46
2.2.3 Calcul de l'indice de filtrabilité de Ives	48
2.3 La filtrabilité membranaire.....	49
2.4 Méthodes de caractérisation de l'eau	50
2.4.1 Potentiel Zêta.....	50
2.4.2 Microscopie	51
2.4.3 Le Jar test.....	52
CHAPITRE 3: Résultats et Discussions	54
3.1 Évaluation des outils de sélection du conditionnement chimique optimal.....	54
3.1.1 Usine pilote.....	54
3.1.1.1 Essais de filtration sur une épaisseur de 1m de sable	55

3.1.1.2 Essais de filtration sur une hauteur de sable vérifiant un rapport L/d de 1250	64
3.1.1.3 Conclusions sur les essais de filtration sur l'usine pilote.....	68
3.1.2 Filtrabilité de Ives	68
3.1.3 Filtrabilité membranaire	70
3.1.3.1 Comparaison de la filtrabilité membranaire sur du Wattman 40 et sur des filtres en nitrocellulose de 8 µm de taille de pores	70
3.1.3.2 Détermination des conditionnements chimiques optimaux.....	72
3.1.3.3 Validation des résultats trouvés avec une qualité d'eau brute différente..	76
3.1.4 Conclusions sur les méthodes de détermination du conditionnement chimique optimal	79
3.2 Impact de la configuration des filtres sur la dose optimale d'alun	80
3.2.1 Effets de la qualité de l'eau de réseau sur la dose optimale d'alun	81
3.2.2 Impact de l'épaisseur du sable sur la dose optimale d'alun.....	83
3.2.2.1 Usine pilote.....	83
3.2.2.2 Module de filtrabilité de Ives.....	86
3.2.3 Effets de la granulométrie du sable sur la dose optimale d'alun.....	88
3.3 Effets de la configuration des filtres sur les paramètres de performances de la filtration	89
3.3.1 Effets de la qualité de l'eau de réseau sur les paramètres de performances des filtres.....	90
3.3.2 Impact de la hauteur du sable sur la productivité	93
3.3.3 Impact de la hauteur du sable sur la qualité de l'eau filtrée.....	96
3.3.4 Effets de la granulométrie du sable sur la productivité	98
3.3.5 Effets de la granulométrie du sable sur la qualité de l'eau filtrée	100

3.4 Évaluation des outils de caractérisation de l'eau	102
3.4.1 Potentiel Zêta :	102
3.4.1.1 Effets des produits chimiques	102
3.4.1.2 Effets de la variation du gradient de vitesse à la floculation	104
3.4.2 Microscopie	105
3.4.2.1 Effets du conditionnement chimique	105
3.4.2.2 Effets du changement du gradient de vitesse	107
CONCLUSIONS GÉNÉRALES	110
RECOMMANDATIONS	112
RÉFÉRENCES	113
ANNEXES	124

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1: Normes de traitement exigées par le gouvernement du Québec (Ministère de l'environnement, 2002).....	13
Tableau 1.2: Crédits d'enlèvement des virus, Kystes de Giardia et Oocystes de Cryptosporidium obtenus par la filtration directe (Ministère de l'environnement, 2002)	14
Tableau 2.1: Conditions d'essais pour différentes granulométries	39
Tableau 2.2: Positions des capteurs de pression différentielle	39
Tableau 2.3: Modalités de lavage des filtres	44
Tableau 2.4: Caractéristiques des colonnes de filtration testées sur le module de filtrabilité de Ives	46
Tableau 2.5: Conditions du prétraitement chimique pour les essais de mesure du potentiel Zêta	51
Tableau 2.6: Conditions du prétraitement chimique avant la mesure des tailles des flocs.....	52
Tableau 3.1: Variation de la durée des cycles, du nombre des particules et de la perte de charge en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,4 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h)	56
Tableau 3.2: Durées des cycles de filtration et de la maturation et pertes de charge pour différentes conditions de prétraitement (D.E:1 mm, hmat:1 m, sub: 2 m, V_f :10 m/h)	59
Tableau 3.3: Durée des cycles et Perte de charge en fonction de la dose d'alun (D.E: 1,2 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h).....	63
Tableau 3.4: Conditionnements chimiques optimaux correspondants à chaque design des filtres ($L/d = 1250$)	68

Tableau 3.5: Conditionnements chimiques optimaux correspondants aux différents filtres Millipores (V_{fil} : 300ml)	74
Tableau 3.6: Correspondances entre les résultats de l'usine pilote et la filtrabilité membranaire	80
Tableau 3.7: Évolution des pertes de charges selon les périodes des essais (D.E: 0,8mm; hmat: 1m; sub.: 2m).....	91
Tableau 3.8: Variation des durées des cycles et des phase de maturation et des lavages des filtres en fonction du design des filtres dans les conditions optimales du prétraitement ($L/d=1250$)	99
Tableau 3.9: Potentiel Zêta dans les conditions optimales de prétraitement.....	103
Tableau 3.10: Potentiel Zêta à différentes conditions de prétraitement	104
Tableau 3.11: Variation du potentiel Zêta en fonction du gradient de vitesse (alun: 5,76 mg/l, LT35: 0,3 mg/l), incertitude: (+/-) 1 mv	104
Tableau 3.12: Variation de la taille moyenne et de la taille maximale des floccs en fonction des concentrations d'alun et de LT35	106
Tableau 3.13: Variation de la taille des floccs en fonction des gradients de Vitesse de la floculation	108

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1: Évolution de la turbidité en fonction du temps de filtration, adapté de Amirtharajah et al. (1999).....	9
Figure 1.2: Variation des pertes de charge en fonction de l'épaisseur du milieu filtrant et du temps de filtration adapté de Desjardins (1997)	11
Figure 1.3: Particules et tailles des pores des différents filtres (Letterman et al. ,1999)	12
Figure 1.4: Produits d'hydrolyses d'aluminium (Menaham et al.,1993).....	18
Figure 2.1: L'usine pilote.....	41
Figure 2.2: Module de filtrabilité de Ives	47
Figure 2.3: Appareil de mesure de la filtrabilité membranaire.....	49
Figure 2.4: Dispositif de Jar Test.....	53
Figure 3.1: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,4 mm, hmat:1 m, sub.:2 m, V_f : 10m/h)	56
Figure 3.2: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,8 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10m/h)	58
Figure 3.3: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E.: 1 mm, hmat:1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h)	59
Figure 3.4: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E.: 1,2 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10m/h)	62
Figure 3.5: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 1 mm, hmat: 1,25m, sub.: 2,5 m, V_f : 10m/h)	66
Figure 3.6: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 1,2 mm, hmat: 1,5m, sub.: 3,0 m, V_f : 10m/h)	67

Figure 3.7: Variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité à l'eau filtrée (b) en fonction de la concentration d'alun : $V_f = 10$ m/h.....	69
Figure 3.8: Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (Wattman 40; $V_{fil} : 300$ ml)	71
Figure 3.9: Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (Filtre en nitrocellulose: $8 \mu m$; $V_{fil} : 300$ ml).....	72
Figure 3.10: Variations des temps de filtration et des turbidités moyennes de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun sur différents filtres millipores(V_{fil} :300 ml)	74
Figure 3.11: Variation de la concentration d'alun optimale en fonction de la porosité des filtres.....	75
Figure 3.12: Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun ($V_{fil} : 300$ ml).....	77
Figure 3.13: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la concentration d'alun	78
Figure 3.14: Variations de la turbidité et du compte des particules de l'eau filtrée selon les périodes des essais (D.E: 0,8 mm; hmat: 1 m; sub.: 2 m)	82
Figure 3.15: Variation de la turbidité et des comptes des particules en fonction de la hauteur du sable (D.E : 0,4mm)	84
Figure 3.16: Variations de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction du prétraitement chimique à différentes configurations des filtres (D.E: 1,2 mm)	85
Figure 3.17: Variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité de l'eau filtrée (b) en fonction de la concentration d'alun (D.E: 0,4mm, V_f : 10 m/h).....	86
Figure 3.18: Variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité (b) en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,8 mm, V_f : 10 m/h)	87
Figure 3.19: Variation du conditionnement chimique optimal en fonction du design des filtres.....	88

Figure 3.20: Variation du conditionnement chimique optimal en fonction du diamètre effectif du sable et de la porosité des filtres en nitrocellulose	89
Figure 3.21: Variation des productivités en fonction des périodes d'essais (D.E: 0,8mm; hmat: 1m; sub.: 2m).....	90
Figure 3.22: Variation de la qualité de l'eau filtrée selon les périodes des essais (D.E: 0,8 mm; hmat: 1 m; sub.: 2 m).....	92
Figure 3.23: Variation des productivités et des pertes d'eau en fonction des hauteurs du sable	95
Figure 3.24: Variation de la turbidité et des comptes des particules en fonction de la hauteur du sable pour différents diamètres effectifs	97
Figure 3.25: Variation de la productivité et de la perte d'eau en fonction du diamètre effectif du sable utilisé ($L/d = 1250$)	98
Figure 3.26: Variation de la turbidité et du compte des particules en fonction du diamètre effectif du sable utilisé ($L/d = 1250$)	101
Figure 3.27: Variation du Potentiel Zêta en fonction de la concentration d'alun ($G = 100 \text{ s}^{-1}$)	102
Figure 3.28: Variation de la taille moyenne et de la taille maximale des floes (Eau floculée en Jar Test, $G = 100 \text{ s}^{-1}$)	105
Figure 3.29: Variation de la distribution des floes en fonction des conditions du prétraitement (Jar Test: 8,44 mg/l à $G = 100 \text{ s}^{-1}$; 9 mg/l à $G = 200 \text{ s}^{-1}$)	108

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1: Essais sur l'usine pilote	125
Annexe 2: Filtrabilité Membranaire sur les filtres en nitrocellulose	128
Annexe 3: Microscopie.....	132
Annexe 4: Paramètres de Performances de la filtration pour chaque configuration des filtres	136
Annexe 5: Résultats des essais de filtration sur le module de filtrabilité de Ives.....	140
Annexe 6: Variation de la qualité de l'eau du réseau.....	143

INTRODUCTION

Le traitement des eaux de surface ou des eaux souterraines est nécessaire pour la production d'une eau potable. Elles renferment des microorganismes qui représentent des risques sanitaires pour les consommateurs. L'élimination des pathogènes qui s'y trouvent constitue l'objectif primordial du traitement des eaux. Toutefois, deux parasites qui existent presque dans toutes les eaux de surface, *Giardia Lamblia* et *cryptosporidium Parvum*, sont résistants à la désinfection. Cette résistance leur permet de survivre à beaucoup d'unités de traitement de l'eau potable.

Au Québec, le Fleuve Saint-Laurent est l'un des principales sources d'eau potable. Le risque d'infection pour la population est important si le traitement ne peut constituer une barrière pour ces parasites (Barbeau et al., 2000). La législation exige un enlèvement de 3 log de *Giardia* et 2 log de *Cryptosporidium* afin de réduire le risque d'infection annuel à moins de 1/10000 (Ministère de l'environnement, 2002). L'étude de Shaw et al. (2000) sur l'inactivation des Oocystes de *Cryptosporidium* par la filtration sur sable a permis de déduire que le traitement chimique de ce dernier par les hydroxydes d'aluminium et de fer augmente l'habilité du filtre à l'élimination de ce parasite. Le coefficient de caractérisation du sable (λ) est multiplié par un facteur de 2,9 par rapport à celui qui correspond à la filtration sans prétraitement chimique.

La filtration directe constitue une alternative de traitement de l'eau potable. Elle est plus utile pour traiter les eaux brutes ayant une turbidité moyenne inférieure à 5 UTN. C'est le cas de l'eau du Fleuve Saint-Laurent. La filtration directe a un intérêt économique surtout qu'elle réduit de 30 % le coût total de l'usine de traitement par rapport à l'usine conventionnelle (Culp, 1977). Mais, elle est plus vulnérable aux changements brusques de la qualité de l'eau brute. Sa performance dépend de la taille des particules en suspension, la configuration des filtres, la vitesse de filtration, etc.

Toutefois, le prétraitement chimique constitue le paramètre le plus important à considérer pour optimiser la filtration (Ives, 1980; Theodore et al., 1986; Collins et al., 1987).

Les recherches sur les outils de détermination du conditionnement chimique optimal de l'eau se sont multipliées. Au début, les usines industrielles et les usines pilotes ont été souvent utilisées pour évaluer les paramètres qui affectent la filtration et pour déterminer les conditions optimales du prétraitement chimique (Edzwald, 1987; Logsdon et al., 2000). Mais, ce type d'essais demande beaucoup de temps avant d'accéder aux résultats. Dans la réalité, le changement de la qualité de l'eau brute à traiter survient brusquement, ce qui nécessite une action rapide de réajustement de la dose du produit chimique de la part des opérateurs pour prévenir les risques sanitaires. Face à ce problème, on a eu recours à la recherche d'alternatives simples et rapides pour le choix de la dose optimale des produits chimiques. Les approches préconisées sont les filtres pilotes de petites tailles, les essais de prétraitement en bécier (Jar Test), la filtrabilité membranaire, l'évaluation de la qualité des floes (charge des floes, tailles et distribution des tailles des floes) et la modélisation (indices de filtrabilité, modèles de prédiction).

Dans le cas de la filtration directe, des essais de prétraitement en Jar Test modifié suivis d'une filtration sur des papiers filtres (Amirsardari et al., 1997; Ndongue et al., 2000; Tchio, 2002) ou sur du sable et/ou anthracite (Edzwald et al., 1987; Ndongue et al., 2000; Tchio, 2002) ont été trouvés satisfaisants pour déterminer la demande en coagulant et aide coagulant et pour comparer la performance des différents coagulants. Dans le présent projet, un intérêt particulier est donné aux méthodes de laboratoire de choix du dosage des produits chimiques. Il s'agit d'adapter le conditionnement chimique au design des filtres pour une filtration directe performante et de trouver l'outil le plus fiable et rapide à cette fin.

Des essais de filtration sur l'usine pilote, implantée dans le laboratoire d'hydraulique de l'École Polytechnique de Montréal, permettent d'évaluer la fiabilité du module de filtrabilité de Ives et de la filtrabilité membranaire à déterminer le dosage optimal du coagulant. La comparaison entre les doses optimales d'alun trouvées sur l'usine pilote avec celles trouvées à l'aide des deux autres outils de filtration a constitué notre approche de jugement.

En deuxième lieu, les résultats trouvés sur l'usine pilote ont été utilisés pour faire l'étude de l'influence du design des filtres sur le conditionnement chimique optimal. Il était question d'étudier l'impact de l'épaisseur du sable et de la granulométrie du sable sur la dose optimale d'alun. Cette recherche vise à déterminer si pour un sable de diamètre effectif donné, la dose optimale d'alun est constante. Elle permet aussi de déterminer la configuration des filtres qui optimise la filtration directe

Dans un souci de trouver une méthode facile de contrôle des conditions du prétraitement, nous avons eu recours à la mesure du potentiel zêta de l'eau floculée et de la taille des floes.

CHAPITRE 1: REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Filtration directe

1.1.1 Définition

La chaîne du traitement conventionnel de l'eau potable comporte la coagulation, la floculation, la décantation, la filtration et la désinfection. La filtration directe est un procédé simplifié. Trois configurations sont possibles pour la filtration directe (Culp, 1977): 1- une coagulation, une floculation et une filtration; 2- une coagulation, un bassin de contact et une filtration; 3- une coagulation suivie d'une filtration. Cette dernière configuration est aussi appelée filtration en ligne (Edzwald et al., 1987).

1.1.2 Conditions d'application et avantages

Au début du 20^{ième} siècle, la filtration directe a pris de l'importance. À cette époque, les filtres utilisés étaient monocouches. L'accumulation des particules sur le matériau filtrant faisait en sorte que les pertes de charge admissibles et la turbidité moyenne à l'effluent atteignaient rapidement leurs limites. La durée des cycles était courte et l'utilisation des filtres était limitée.

L'apparition des filtres bicouches, dans les années soixante-dix, a rendu la filtration directe plus intéressante, surtout d'un point de vue économique. Ce procédé coûte environ 30 % moins cher qu'une usine conventionnelle. Cette réduction de coût est le résultat de l'élimination des bassins de décantation et dans certains cas des bassins de floculation. De plus, il n'est pas rare que ce procédé consomme moins de produits

chimiques, des économies de 10 % à 30 % du coût des produits chimiques ont été observées (Culp, 1977).

Certaines restrictions s'appliquent dans l'utilisation de la filtration directe. En effet, les eaux brutes de surface et les eaux brutes souterraines ne peuvent pas toutes être traitées avec ce procédé. Dans certains cas, elles ont des concentrations élevées en matières en suspension, ce qui nécessite des bassins de décantation pour faciliter leur élimination et pour éviter de charger rapidement les filtres. C'est pourquoi, il était question de savoir dans quelles conditions la filtration directe est applicable ?

Les réponses ont été diverses. Selon Culp (1977), l'eau brute doit présenter une concentration de diatomées inférieure à 1000 unités/ml tout en respectant une des conditions suivantes:

- Turbidité inférieure à 25 UTN et couleur inférieure à 25 unités
- Couleur faible et turbidité inférieure à 200 UTN
- Turbidité faible et couleur inférieure à 100 unités

La filtration directe ne peut être utilisée pour traiter toute les eaux qui respectent les conditions ci-dessus. Dans la plupart des cas, une étude sur une usine pilote est nécessaire afin de vérifier l'applicabilité et pour préciser les critères de conception (Culp, 1977). Si la dose du coagulant est inférieure à 7 mg/l avec une faible dose de polymère, l'eau brute est alors une excellente candidate pour la filtration directe. Pour des concentrations comprises entre 7 mg/l et 15 mg/l, le potentiel d'application de la filtration directe doit être évalué cas par cas. Mais, si la dose du coagulant est supérieure à 15 mg/l, l'eau brute n'est pas une bonne candidate pour la filtration directe. Ce procédé est donc moins intéressant (Wagner et al., 1982).

Le sous comité sur la filtration directe de l'American Water Works Association propose les conditions suivantes qui doivent être simultanément vérifiées (Cleasby et al., 1999):

- Couleur < 40 Unité de Couleur Apparente (UCA)
- Turbidité < 5 UTN
- Concentration en algues < 2000 unités/ml
- Concentration en fer < 0,3 mg/l
- Concentration en manganèse < 0,05 mg/l

1.1.3 Mécanismes de filtration

Le matériau filtrant constitue l'élément essentiel dans le concept de la filtration. C'est un milieu poreux dont la taille des pores est typiquement comprise entre 35 μm et 50 μm en diamètre. L'enlèvement des particules de l'eau à travers ce matériau est effectué en deux étapes:

- 1- Le transport des particules à la surface des grains du matériau filtrant
- 2- L'interaction entre les particules et la surface des grains du matériau filtrant.

Les trois principaux mécanismes de transport sont la diffusion, la décantation et l'interception. Selon la taille des particules qui traversent le matériau filtrant, l'un de ces mécanismes domine. Pour des particules de taille inférieure à 1 μm , le mécanisme de diffusion est plus important et leur permet de se déplacer sur les lignes de courant. Pour des particules de taille supérieure à 1 μm , c'est la décantation qui domine. Les particules sont plus denses que l'eau et leurs vitesses de décantation sont élevées. Les particules de taille égale à 1 μm ont les plus faibles chances de s'approcher de la surface des grains du matériau filtrant. Quant à l'interception, c'est l'étape autonome de

capture dans la quelle les particules se mettent en contact directement avec la surface de collecte (Adin Avner et al.,1979; Ives, 1980)

L'attachement des particules sur le matériau filtrant constitue un processus physicochimique qui dépend de deux mécanismes (Adin Avner et al.,1979):

- La compression de la double couche où se manifestent une force de répulsion et une force d'attraction. Selon la distance qui sépare les particules, l'une de ces deux forces domine (Desjardins, 1997). La distance d'attraction est habituellement inférieure à $1\text{ }\mu\text{m}$. À l'intérieur de cette zone, les colloïdes dont la taille est de l'ordre de $0,01\text{ }\mu\text{m} - 10\text{ }\mu\text{m}$, ont une forte chance de s'attacher à la surface des grains (Amirtharajah et al.,1999).
- L'adsorption des particules et le pontage qui résultent de la réaction du floculant avec les particules en suspension et des grains du matériau filtrant. Les polymères, dont la chaîne des molécules est longue, contiennent des groupes chimiques qui peuvent adsorber les particules (particules en suspension ou grain du matériau filtrant) à leurs extrémités. Les molécules du polymère forment ainsi des "ponts" entre les particules et favorisent leurs attachements (Desjardins, 1997).

L'accumulation des impuretés sur la surface des grains fait diminuer la taille des pores et par conséquent fait augmenter les forces de cisaillement à l'intérieur du filtre. Ces dernières sont d'autant plus grandes que la vitesse de filtration est élevée et que la taille des pores est petite. La manifestation de l'une ou l'autre de ces deux conditions engendre le détachement des particules et leur mise en suspension dans le fluide (Amirtharajah et al.,1999). Le détachement des particules peut avoir lieu suite à une accumulation considérable de particules sur la surface du matériau filtrant. Ce phénomène est observé après un certain temps de filtration lorsque les particules ne

sont pas attachées solidement aux grains du matériau filtrant. Ce type de détachement est d'autant plus grand que la force d'attachement du dépôt est faible (Ives, 1980).

1.1.4 Fonctionnement des filtres

Deux phénomènes, l'attachement et le détachement, régissent la filtration. Le premier élimine les particules de l'eau, le deuxième les remet en suspension. À l'échelle macroscopique, ces deux phénomènes se traduisent par une évolution de la concentration des particules ou de la turbidité dans le filtrat et de la perte de charge en fonction du temps de filtration.

1.1.4.1 Évolution des particules dans l'effluent des filtres

Pendant un cycle de filtration, la turbidité varie en fonction du temps (figure 1.1). Typiquement, elle présente une phase de maturation (filter ripening), une phase de stabilité et une phase de dégradation de la qualité de l'effluent (filter breakthrough). La phase de maturation est celle observée en premier lieu. Elle se caractérise par une variation considérable de la qualité de l'eau filtrée. Au début du cycle de filtration, la turbidité de l'eau filtrée est relativement faible. Elle atteint une première pointe qui correspond à la turbidité des eaux de lavages qui restent dans les pores du matériau filtrant après le lavage. Elle atteint un deuxième pic plus élevé. Il correspond à la turbidité des eaux de lavage en plus des eaux affluentes. Ces dernières en contrôlent la majeure partie. Selon la qualité de l'affluent, ces deux pics peuvent ne pas se distinguer (Amirtharajah et al., 1999).

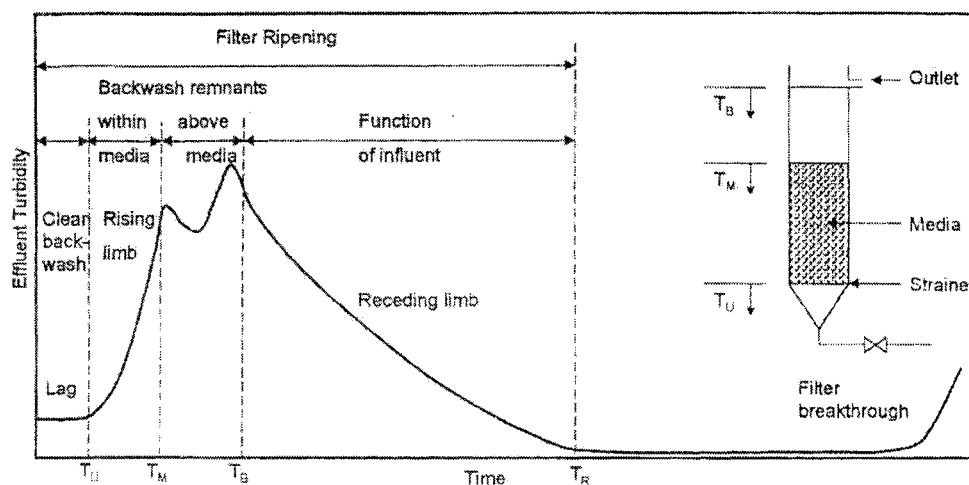


Figure 1.1: Évolution de la turbidité en fonction du temps de filtration (Amirtharajah et al., 1999)

La phase de stabilité est caractérisée par une faible turbidité. Cette phase témoigne de l'efficacité du processus à l'attachement des particules sur la surface du matériau filtrant. La durée de cette dernière est fonction des taux de filtration, de la qualité de l'eau affluente et de l'état du matériau filtrant.

La dégradation de la qualité du filtrat à la fin du cycle est la dernière phase observée. L'augmentation de la turbidité est une conséquence du détachement des particules de la surface du dépôt. À ce stade, c'est le mécanisme de détachement qui est le plus important. La fin du cycle de filtration peut être conditionnée par l'atteinte de la concentration maximale admissible en matière en suspension (Amirtharajah et al., 1999).

1.1.4.2 Évolution des pertes de charges

Durant un cycle de filtration, les pertes de charge augmentent en fonction du temps. Initialement, le filtre présente une perte de charge proportionnelle à la vitesse de filtration. L'accumulation progressive de particules sur le matériau filtrant engendre une augmentation de la perte de charge. Si les particules sont enlevées uniformément dans le matériau filtrant, la variation des pertes de charge en fonction du temps de filtration est linéaire. Une évolution exponentielle est observée si les particules sont éliminées à la surface du matériau filtrant en formant une couche colmatée. Par conséquent, la durée du cycle est plus courte et l'utilisation des pores dans le filtre est non optimisée (Ives, 1980).

Le suivi des pertes de charge dans le milieu filtrant (figure 1.2) permet d'estimer la perte de charge totale minimale qui engendre une pression négative dans le filtre. Les pertes de charges supérieures à cette valeur vont favoriser la formation des bulles d'air dans le matériau filtrant. Ceci aura pour conséquence de faire augmenter rapidement la perte de charge totale et dans certains cas de dégrader la qualité de l'effluent. Si des pressions négatives ne sont pas observées, la perte de charge totale admissible correspond à la somme de la hauteur du matériau filtrant et de la tête d'eau (Ives, 1980).

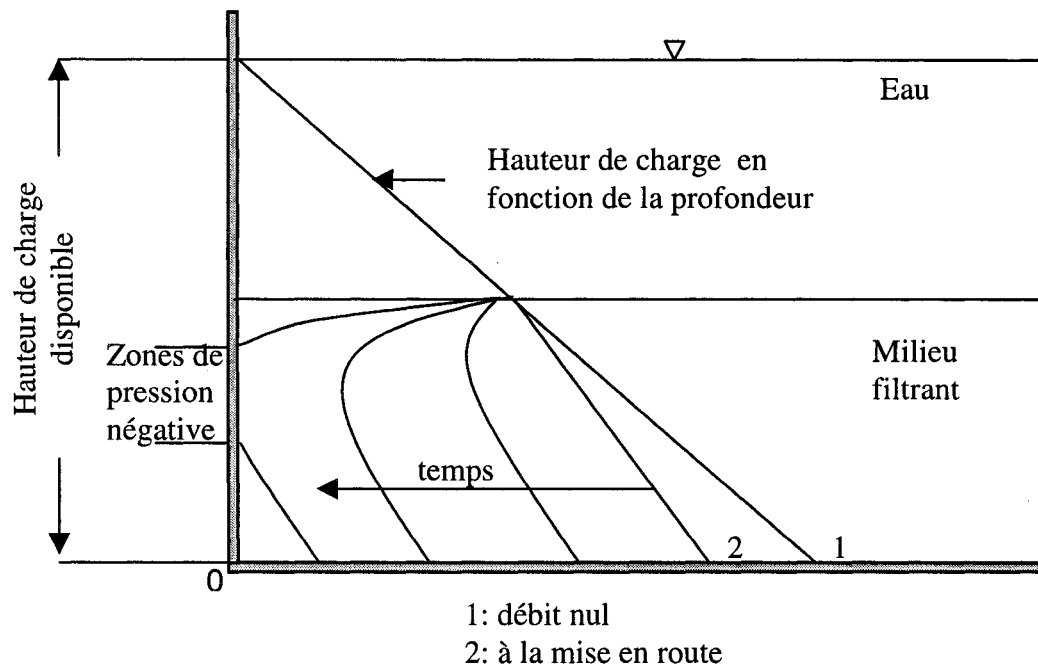


Figure 1.2: Variation des pertes de charge en fonction de l'épaisseur du milieu filtrant et du temps de filtration adapté de (Desjardins, 1997)

1.1.4.3 Mesure des particules dans l'eau

Les particules dans les eaux de surface sont d'origines minérales et organiques. Ce sont des particules d'argiles, des virus, des bactéries, des protozoaires (kystes de *Giardia*, oocystes de *Cryptosporidium*) et des algues (figure 1.3). Selon leur taille, les particules sont classées en deux groupes. Les particules colloïdales ont des tailles inférieures à $1\ \mu\text{m}$ et se déposent très lentement. Les particules plus grosses sont les particules en suspension. La couleur de l'eau est généralement causée par les particules organiques et par des hydroxydes de métal.

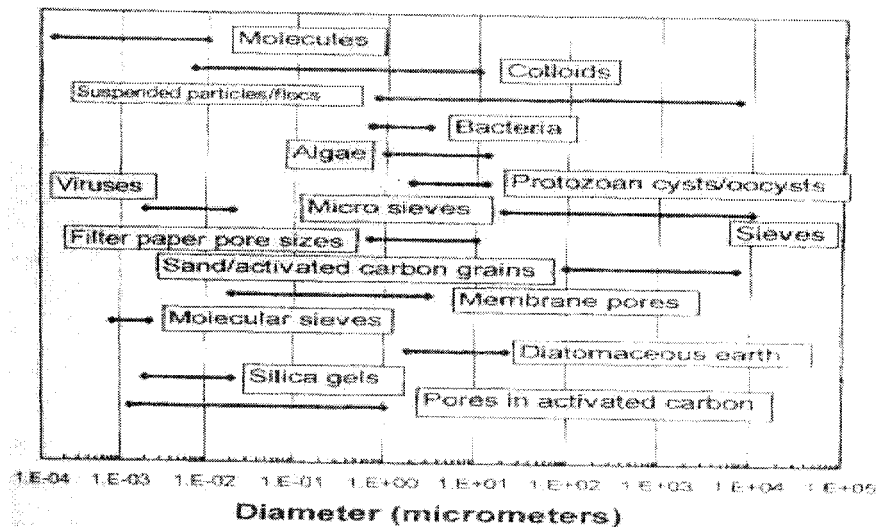


Figure 1.3: Particules et tailles des pores des différents filtres (Letterman et al., 1999)

La mesure de la densité des particules dans l'eau est effectuée à l'aide des compteurs de particules. On peut aussi utiliser un turbidimètre pour vérifier les performances des chaînes de traitement de l'eau. Le turbidimètre mesure l'intensité de la lumière totale diffractée par les particules. Il ne fournit pas d'informations sur la distribution des tailles des particules ni sur leur forme (Tate et al., 1978; Letterman et al., 1999). La turbidité est généralement causée par les particules inorganiques (glaise et argile) (Desjardins, 1997).

Contrairement à la mesure de la turbidité, le compte des particules mesure la matière particulaire présente dans l'eau selon leurs tailles. Il permet ainsi de suivre la distribution des tailles des particules durant la floculation et aussi d'évaluer la performance de la filtration. Il est meilleur que la turbidité pour évaluer la performance du traitement des eaux brutes de faibles turbidités (Tate et al., 1977; Tate et al., 1978; Gordon, 1979). Le compte des particules est donc plus sensible aux petits changements de la performance que la turbidité (Dowbiggin, 1993; Tate et al., 1978; Lechevallier et al., 1992).

1.1.5 Optimisation de la filtration

1.1.5.1 Objectifs

La filtration constitue la dernière barrière physique pour l'enlèvement des particules en suspension dans l'eau avant la désinfection. Une filtration déficiente doit être compensée par l'ajout d'une quantité supplémentaire de désinfectant. Cette surdose favorise cependant la production des sous produits de désinfection (les trihalométhanes (THM)) connus par leurs nuisances sur la santé des consommateurs.

Afin d'assurer aux consommateurs une eau saine, des normes de traitements ont été implantées. Elles touchent les critères physiques, chimiques, esthétiques et bactériologiques de l'eau. Le tableau 1.1 présente les valeurs maximales permises à la sortie des usines de traitement et aux robinets des consommateurs (Ministère de l'environnement, 2002). En plus, l'eau potable ne doit pas contenir d'organismes pathogènes tels que les virus et les protozoaires et d'organismes indicateurs d'une contamination d'origine fécale tels que les coliformes fécaux et les bactéries *Escherichia Coli*.

Tableau 1.1: Normes de traitement exigées par le gouvernement du Québec
(Ministère de l'environnement, 2002)

Paramètres	Valeurs acceptables
Turbidité	< 0,5 UTN (dans plus de 5% des mesures sur 30 jours) < 5 UTN (en tout temps)
pH	6,5 à 8,5
Fer	0,3 mg/l
Manganèse	0,05 mg/l
Couleur	<15 Unité Couleur Apparente
THM totaux	0,08 mg/l

L'ensemble des procédés de filtration et de désinfection doit permettre l'élimination d'au moins 4 log de virus (99,99 %), 3 log de kystes de *Giardia* (99,9 %) et 2 log de oocystes de *Cryptosporidium* (99 %) (Ministère de l'environnement, 2002). Lechevallier et al. (1992) ont montré que l'enlèvement des particules de tailles supérieures à 5 µm et de la turbidité sont des bons indicateurs d'enlèvements de *Giardia* et de *Cryptosporidium*. Un log d'enlèvement de la turbidité et des particules correspond à 0,66 log et 0,89 log d'enlèvement de *Giardia* et de *Cryptosporidium* respectivement. Selon les performances d'enlèvement de la turbidité, des crédits d'enlèvement de ces derniers ont été attribués à la filtration. Le tableau 1.2 présente ces crédits d'enlèvement dans le cas d'une filtration directe (Ministère de l'environnement, 2002).

Tableau 1.2: Crédits d'enlèvement des virus, Kystes de *Giardia* et Oocystes de *Cryptosporidium* obtenus par la filtration directe (Ministère de l'environnement, 2002)

Organismes	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^{ème} percentile)			
	≤ 0,15 UTN	0,15-0,30 UTN	0,31-0,50 UTN	0,51-1,0 UTN
Virus	1,0 log	1,0 log	1,0 log	0
Kystes de <i>Giardia</i>	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0
Oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	2,5 log	2,0 log	1,5 log	0

1.1.5.2 Optimisation du fonctionnement des filtres

L'évolution simultanée des pertes de charges à travers le matériau filtrant et de la turbidité de l'eau filtrée conditionne la fin des cycles de filtration. Selon la variation de la turbidité, la fin du cycle de filtration est atteinte au temps t_c qui correspond à la turbidité maximale admissible. La perte de charge atteint sa valeur maximale admissible à un temps t_H différent. L'optimisation des conditions d'opérations des

filtres pour une exploitation maximale des filtres signifie donc l'atteinte simultanée de (Ives, 1980):

- La concentration maximale de la turbidité de l'eau filtrée
- La perte de charge admissible maximale

Selon la qualité de l'eau affluente et du type de traitement utilisé, les conditions optimales peuvent changer. Dans la phase d'exploitation des filtres, le réajustement du dosage du produit chimique est l'outil le plus important à considérer afin d'opérer dans les conditions optimales (Ives, 1980).

1.1.6 Paramètres affectant la performance de la filtration

Diverses études simulant la filtration directe ont été réalisées sur des filtres pilotes, faisant varier un à deux paramètres des conditions d'essais ou des propriétés de l'eau affluente, ont permis d'identifier leur influence sur le fonctionnement des filtres et sur la qualité de l'eau filtrée. Des essais de filtration directe, effectués sur une usine pilote, ont montré que la vitesse de filtration, le diamètre effectif du matériau filtrant, la hauteur du matériau filtrant et la hauteur d'eau au dessus du matériau filtrant sont les paramètres qui expliquent le mieux les performances des filtres (Tchio et al., 2001).

L'efficacité des filtres à capturer les particules de l'eau affluente est traduite par le coefficient λ appelé coefficient du filtre. Selon Iwasaki (1973), la concentration des particules varie selon l'équation 1.1 (Amirtharajah et al., 1999):

$$-\partial C / \partial L = \lambda C \quad (1.1)$$

avec: C: concentration des particules

L: hauteur du matériau filtrant

Au cours d'un cycle de filtration, Iwasaki a noté que λ varie en fonction de la quantité des particules déposées dans les pores du filtre, des propriétés des particules et de la surface collectrice (Amirtharajah et al., 1999). Il est inversement proportionnel à la taille des grains du matériau filtrant, à la vitesse de filtration et à la viscosité de l'eau (Ives et al., 1965).

La performance de la filtration dépend aussi du type et de la dose du coagulant, de l'aide coagulant, de la configuration des filtres, de la taille des particules et de la qualité de l'eau brute. Selon Michael et al. (1987), la formation des petits floes (pin-floc) en filtration directe leur permet de mieux pénétrer dans le matériau filtrant ce qui améliore son exploitation. La composition des particules de l'eau brute affecte leur enlèvement. Les particules de tailles élevées sont facilement enlevées. Alors que l'enlèvement de la matière organique incluant les substances humiques est amélioré lorsqu'il y a des particules de faible taille (Collins et al., 1987). Selon Amini et al. (1998), l'enlèvement des sédiments est meilleur pour du sable de diamètre effectif 0,22 mm avec un coefficient d'uniformité de 2. Pour des sables de diamètres effectifs inférieurs ou supérieurs à ce dernier, le pourcentage d'enlèvement des sédiments est moindre. Une diminution de la performance des filtres en fonction du temps de filtration est toutefois observée avec les différentes granulométries et sur les différentes hauteurs de sable (Amini, 1996).

L'augmentation de la hauteur du matériau filtrant améliore la qualité de l'eau filtrée. Pour respecter les critères de qualité de l'eau filtrée désirées, une hauteur seuil doit être fixée pour chaque taille de grains considérée. Une augmentation de la granulométrie de matériau filtrant fait augmenter la valeur de cette hauteur seuil (Ives et al., 1965; Kawamura, 1975). D'après Kawamura, le rapport du hauteur de matériau sur le diamètre effectif (L/d) doit être comme suit (Cleasby et al., 1999):

- $L/d \geq 1000$ pour du sable fin et pour des filtres bicouches
- $L/d \geq 1250$ pour des filtres monocouches et profonds avec $1 \text{ mm} < d < 1,5 \text{ mm}$

L'influence de la qualité de l'eau affluente et des conditions d'opération des filtres sont minimisées lorsque le prétraitement chimique est optimale (Collins et al., 1987). En filtration directe, le coagulant constitue le paramètre qui affecte le plus l'enlèvement des particules des eaux de faibles turbidités (Theodore et al., 1986). Des filtres conçus d'une façon optimale (épaisseur et granulométrie du matériau filtrant) et filtrant une eau ayant reçu un prétraitement chimique optimal ont traité avec succès, selon une filtration directe, des eaux ayant des turbidités pouvant atteindre 20 UTN (McCormick et al., 1982; Logsdon et al., 1993).

1.2 Coagulation

1.2.1 Définition et intérêt

À l'état naturel, les particules colloïdales affectent des charges négatives qui leurs permettent de se maintenir en équilibre. Afin de minimiser les effets répulsifs, l'ajout de produits chimiques libérant des ions positifs est nécessaire. Ils déstabilisent les particules en suspension et facilitent leurs agglomérations (Letterman, 1987; Desjardins, 1997).

1.2.2 Types des coagulants

1.2.2.1 Les coagulants minéraux

Les coagulants minéraux se sont des sels de métaux trivalents. Ce sont des chlorures ou des sulfates contenant des ions d'aluminium (Al^{3+}) ou des ions ferriques (Fe^{3+}). Dans cette gamme, les coagulants peuvent être utilisés soit comme des sels de métaux tout simplement, soit sous forme de sels de métaux préhydrolysés, soit mélangés avec des acides forts ou des additifs.

Les principaux sels de métaux sont le sulfate d'aluminium (alun) ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14,3\text{H}_2\text{O}$), le sulfate ferrique et le chlorure ferrique. L'alun est toutefois le coagulant le plus utilisé. Dans une solution aqueuse, les ions d'aluminium ou les ions ferriques forment des liaisons fortes avec les atomes d'oxygène des molécules d'eau en libérant les atomes d'hydrogène simultanément. La succession de tel phénomène, appelé réaction d'hydrolyse, produit des hydroxydes d'aluminium ou des hydroxydes ferriques. Une réaction de polymérisation est aussi observée si la quantité de l'ion métallique est suffisante. Les produits monomères peuvent ensuite se transformer en polymères (Letterman et al.,1999). La figure 1.4 présente les réactions chimiques qui peuvent avoir lieu avec l'ion d'aluminium.

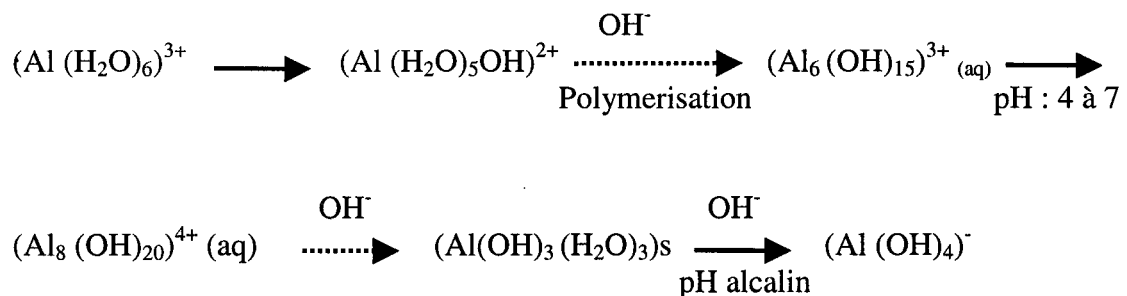


Figure 1.4: Produits d'hydrolyses d'aluminium (Menaham et al.,1993)

D'autres monomères et polymères ont été aussi rapportés (Menaham et al.,1993):

- Monomères: $(\text{Al}(\text{OH}))^{2+}$, $(\text{Al}(\text{OH})_2)^+$, $(\text{Al}_2(\text{OH})_2)^{4+}$, $\text{Al}(\text{OH}_4)^-$
- Polymères: $(\text{Al}_6(\text{OH})_{15})^{3+}$, $(\text{Al}_7(\text{OH})_{17})^{4+}$, $(\text{Al}_8(\text{OH})_{20})^{4+}$, $(\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{12})^{7+}$, $(\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34})^{5+}$

Les taux de formation de ces produits sont fonction du pH, des types d'ions présents dans l'eau à traiter et de la concentration du métal . La production du précipité amorphe $\text{Al}(\text{OH})_3$ (s) n'est cependant possible qu'en présence des sulfates, les réactions de transformations et de précipitations sont alors rapides (Menaham et

al.,1993). Lorsque le rapport de concentrations molaires de OH sur Al est compris entre 2,3 et 2,5, la formation des produits polynucléaires d'hydrolyse est favorisée (Letterman et al.,1999).

1.2.2.2 Les coagulants organiques

Les coagulants organiques de synthèse qui sont utilisés comme coagulant primaire sont seulement de types cationiques avec un poids moléculaire faible (Culp, 1977; Theodore et al.,1986; Dentel et al.,1989; Menaham et al.,1993). Les familles principales de ces derniers sont le mélamineformaldéhyde (ou mélanine-formal), l'épichlorhydrine diméthylamine (EPI.DMA) et le polychlorure de diallyldiméthylammonium (polyDADMAC). Leur dose est typiquement entre 0,1 mg/l et 5 mg/l (Culp, 1977; Ndiongue ,1999).

En filtration directe, les polymères organiques ayant des poids moléculaires faibles à moyens (10^4 à 10^6 g/mol) sont plus efficaces que ceux ayant des forts poids moléculaires. Ces derniers permettent de produire des eaux filtrées de bonnes qualités mais ils produisent des pertes de charges élevées. Outre le poids moléculaire, la densité de charge des polymères doit être prise en considération dans le choix de ces derniers pour la filtration directe (Hsuan-Hsien et al., 1981; Stump et al., 1979; Theodore et al., 1986). Selon leur poids, le gradient de vitesse (G) et le temps du mélange (t_m) doivent être fixés à (Stump et al., 1979; Theodore et al., 1986):

- Poids : 10^4 g/mol – 10^6 g/mol: $G = 300 \text{ s}^{-1} - 650 \text{ s}^{-1}$; $t_m = 3 \text{ min} - 8 \text{ min}$
- Poids moléculaire $\gg 10^6$ g/mol ; $G = 600 \text{ s}^{-1} - 1000 \text{ s}^{-1}$

1.2.3 Mécanismes de la coagulation

La coagulation se réalise selon deux étapes. La première est une adsorption suivie d'une neutralisation de charge. La seconde est la capture des particules dans le précipité de l'hydroxyde du métal. La qualité de l'eau brute et sa composition, la dose des coagulants, l'intensité et le temps du mélange et le pH déterminent le mécanisme de coagulation.

L'adsorption des particules se produit dans le cas d'application d'une faible dose de coagulant à une eau de forte turbidité. Dans le cas contraire, la coagulation est réalisée par le captage des particules (Janssens, 1992). Il constitue le mécanisme déterminant pour la coagulation des eaux brutes de faibles concentrations de colloïdes ($< 50 \text{ mg/l}$) (Petrusevski et al., 1995).

Le pH influence la cinétique de la réaction chimique et le taux d'hydrolyse des coagulants. Il détermine le type, la concentration et la charge du précipité du métal formé et sa solubilité. La coagulation par le captage des impuretés dans le précipité du métal, connu sous le nom de balayage "sweep-coagulation", est réalisée dans les conditions des pH élevés, la surface des produits d'hydrolyse du métal est alors chargée négativement. La charge de la surface des colloïdes n'a pas d'importance dans le cas d'une coagulation par balayage. Dans ce cas, la dose optimale du coagulant est inversement proportionnelle à la concentration des impuretés. Cette forme de coagulation a une faible efficacité. En pratique, la coagulation dans le procédé de traitement de l'eau potable est effectuée simultanément par un balayage et par une réaction de neutralisation de charge. C'est pourquoi la dose du coagulant appliquée excède d'une manière significative la limite de solubilité du précipité du métal. Dans les valeurs de pH communément utilisées dans le traitement de l'eau potable, la précipitation de l'hydroxyde du métal s'effectue rapidement (Petrusevski et al., 1995).

Selon le type de particules (argiles, algues, substances humiques, etc.) prédominant, la coagulation prend une forme différente. En présence des particules d'argile, la coagulation débute par la formation des produits d'hydrolyse. Ensuite, la précipitation des sels hydrolysés faiblement chargés positivement permet de déstabiliser et de capturer les particules d'argiles et ce, à des pH neutres (Norihito et al., 1998). La coagulation des eaux brutes ayant des concentrations élevées en matière organique dissoutes mais pauvres en particules minérales est plus efficace dans la zone des pH basiques (Menaham et al., 1993).

Amirtharajah et ses coéquipiers (1982-1985) ont développé des diagrammes de coagulation avec l'alun et le chlorure ferrique. Ces diagrammes délimitent les zones de stabilité de leurs composés d'hydrolyses et précisent les mécanismes de coagulation prépondérants de chaque zone (Amirtharajah et al., 1999).

1.2.4 Comparaison entre les coagulants

L'utilisation de l'alun est recommandée pour les eaux ayant des concentrations faibles en carbone organique total (COT). Il est plus efficace à pH égale à 4,75 et dans la gamme des pH supérieurs à 6. Pour éliminer la couleur des eaux qui ont un pH compris entre 5 et 6, la dose optimale d'alun est proportionnelle à la concentration de COT. Elle est de 0,28 mg Al/ mg COT (Graham et al., 1992). À des pH neutres, l'alun n'est pas performant pour la filtration directe d'une eau de faible turbidité. À des pH acides et pour une eau de turbidité faible et renfermant des concentrations modérées de substances humiques, l'utilisation de l'alun seul en prétraitement est inefficace. Il est préférable d'utiliser du polychlorure d'aluminium surtout pour des eaux ayant des pH se situant entre 5,4 et 7. La température doit se situer autour de 21,5 °C (O'Melia et al., 1989). Même si tous les coagulants à base d'aluminium permettent de produire des

eaux ayant des turbidités inférieures à 0,1 UTN, les doses requises de polychlorure d'aluminium (PACl) sont inférieures à celles des autres coagulants (alun, les poly aluminium silicate sulfate) et il présente une meilleure efficacité d'enlèvement du carbone organique dissous et de la turbidité. Il minimise la production des boues et il est recommandé pour une filtration directe (Menaham et al.,1993; Ndiongue et al., 1999).

La coagulation avec les sels ferriques est plus efficace pour l'enlèvement de la matière organique, à pH compris entre 4 et 5. Pour minimiser les concentrations résiduelles de fer, elle l'est à des pH compris entre 5 et 6 (Aguiar et al.,1996). Lefebvre et al. (1990) ont conclu que la coagulation par le fer ferrique à un pH de 4,5 permet d'obtenir de bons rendements d'élimination de la matière organique du type substance humique surtout lorsque le rapport absorbance UV à 254 nm sur la concentration en carbone organique totale est élevé. Le fer (III) montre une grande affinité envers les composantes aromatiques polyhydroxydes (Armand et al., 2000). Le chlorure ferrique est plus efficace pour enlever le carbone organique total (COT) que l'alun et à baisser la turbidité que le ferriclear (Ndiongue et al., 2000). Dans le cas du traitement conventionnel, une corrélation entre la concentration optimale en fer et la concentration en carbone organique (COT) de l'eau brute de faibles concentrations en matières minérales et de faible turbidité existe. Un rapport compris entre $2,1 \pm 0,2$ mg de fer / mg de COT et $2,41 \pm 0,12$ mg de fer / mg de COT a été noté (Aguiar et al., 1996).

Par ailleurs, les coagulants de métaux sont incompressibles. Ils occupent des grands volumes, les pertes de charges à l'intérieur des filtres sont alors augmentées. Les floccs générés par le prétraitement chimique avec l'alun sont typiquement très poreux. Ils présentent des grandes surfaces de contact et, en conséquence, de faible densité, ce qui les rend moins décantables (Dowbiggin 1993). Les floccs formés par la coagulation avec les hydroxydes de fer sont de structures compactes. La température et les

concentrations de sels doivent être faibles. Dans le cas contraire, une structure lâche est formée (Waite et al., 1993).

L'utilisation d'un polymère cationique comme coagulant unique dans une filtration directe est réservée pour des eaux brutes ayant des concentrations en carbone organique total (COT) inférieures à 5 mg/l. Dans le cas contraire, la dose requise des polymères est très élevée. De plus, l'eau produite présente des concentrations élevées de COT et de précurseurs de trihalométhanes (THM) (Edzwald et al., 1987; Graham et al., 1992). Néanmoins, en filtration directe, les polymères cationiques sont plus efficaces à traiter des eaux brutes ayant des turbidités supérieures à 3 UTN. Ils font augmenter la capacité du traitement à raison de 40 % à 50 % par rapport à leur valeur correspondant à l'utilisation de l'alun comme coagulant. Les quantités des eaux de lavage des filtres et des boues diminuent alors de 50 %. En plus, ils exercent une demande en chlore à raison de 0,6 mg de chlore par mg de polymère et ils produisent jusqu'à 13 µg/l de trihalométhanes (Carns et al., 1985).

1.2.5 Paramètres affectant l'efficacité de la coagulation

L'efficacité de la coagulation dépend du pH de la solution. Il influence la charge des colloïdes présents dans l'eau brute. Il détermine le type, la concentration et la charge du précipité du métal formé et sa solubilité. À pH faible, la dose du coagulant est proportionnelle à la concentration de la matière organique dissoute. Les floccs qui en résultent sont de faible taille et requièrent un temps de réaction élevé. Dans le cas d'utilisation des sels d'aluminium, la coagulation de la matière organique dissoute est efficace à pH égale à 5 alors qu'il est de 4 si le coagulant utilisé est le sel du fer (III) (Dennett et al., 1996). À pH de 7,5, la concentration optimale du coagulant pour l'enlèvement du carbone organique est plus grande que la dose optimale requise à un pH de 5,5. Les fractions les plus colorées des acides fulviques, c'est à dire de haute

masse molaire apparente (absorbance UV élevée), sont préférentiellement éliminées par coagulation à pH de 5,5. Mais, plus la fraction d'acide humique est importante, meilleurs sont les résultats obtenus sur l'eau filtrée (Lefebvre et al., 1990). Dean Gregory et al. (2002) ont montré que l'enlèvement de la turbidité par la décantation des eaux ayant des fortes concentrations en matière organique est meilleur à pH élevé.

La coagulation qui s'effectue par une adsorption et une neutralisation de charges requière une dose de coagulant moindre que celle nécessaire pour une coagulation par captage des particules dans le précipité du métal et surtout dans les cas où la concentration des colloïdes est faible. Dans les premiers cas, la dose du coagulant est corrélée par la charge des surfaces des colloïdes. Et pour optimiser la coagulation, un mélange intense est nécessaire pour une dispersion rapide du coagulant (Petrusevski et al., 1995).

L'efficacité de la coagulation dépend de la charge, la solubilité et la taille moléculaire de la matière organique dissoute contenue dans l'eau brute. D'après Dennett et al. (1996), l'élimination de la matière organique dissoute ayant un poids moléculaire élevé est meilleure que celle avec des poids moléculaires faibles. En plus, le rendement d'élimination croît avec l'augmentation de la teneur initiale en matière organique. Les composantes non polaires, neutres et avec des faibles poids moléculaires ne sont pas éliminées par coagulation. Pour des eaux brutes ayant une absorbance UV spécifique (SUVA) inférieure à 3 témoignant sur la présence de matière organique hydrophile de poids moléculaires faibles, l'enlèvement du carbone organique dissous (COD) est faible et est d'environ 10 %. Alors que dans le cas des eaux brutes renfermant des substances humiques aromatiques, hydrophobes et de poids moléculaires élevés traduisent par un SUVA entre 4 et 5, c'est le COD qui contrôle le dosage du coagulant et il est éliminé avec un pourcentage de 70 % à 80 % (Edzwald, 1993).

1.3 Flocculation

1.3.1 Définition et intérêt

La flocculation est le procédé de traitement qui favorise le contact des particules déjà déstabilisées à la coagulation. Des flocs de particules de tailles plus élevées que celles correspondant aux particules dans leur état naturel sont alors formés (Dentel et al., 1989). Elle constitue une étape essentielle pour la formation d'agrégats de particules suffisamment grands pour être capturés par le matériau filtrant et suffisamment résistants pour supporter les forces de cisaillement qui s'exercent à l'intérieur des filtres (Hsuan-Hsien et al., 1981). Selon Edzwald et al. (1987), la filtration directe avec l'étape de flocculation permet d'augmenter la durée des cycles de filtration tout en diminuant les pertes de charges qui se développent à travers le matériau filtrant par rapport à celles observés dans le cas d'une filtration en ligne.

1.3.2 Types de flocculants et conditions d'application

Les flocculants sont le plus souvent organiques. Mais dans certains cas, ils peuvent être minéraux. À des concentrations élevées, l'alun et les sels ferriques peuvent jouer le rôle de coagulant et de flocculant (Dentel et al., 1989). Mais, les eaux brutes contenant des substances minérales et des substances organiques nécessitent l'utilisation des sels de métaux combinés avec les flocculants organiques pour une filtration performante (Adin et al., 1979)

Les flocculants organiques sont des polymères de poids moléculaire élevé. Ils peuvent posséder soit une charge négative (anioniques), soit une charge positive (cationiques) comme ils peuvent être neutres (non ioniques). Les polymères anioniques sont généralement des copolymères de l'acrylamide et de l'acide acrylique. Les polymères neutres sont des polyacrylamides. Les polymères cationiques sont des copolymères

d'acrylamide et d'un monomère cationique qui est généralement le méthacrylate de diméthylamine-éthyle (MADAM) ou l'acrylate de diméthylamino-éthyle (ADAM).

Les polymères permettent une meilleure flexibilité de manœuvre, surtout en ce qui concerne les taux de filtration, sans qu'il y ait de percée de turbidité. Ils font augmenter aussi les durées des cycles de filtration (Carns et al., 1985), ce qui se traduit par la diminution des pertes de charges développées à l'intérieur du filtre. Ils permettent de prévenir le colmatage prématuré des filtres et de favoriser la pénétration des floccs à l'intérieur du matériau filtrant. De ce fait, une meilleure exploitation des filtres est obtenue (Hsuan-Hsien et al., 1981).

Les polymères cationiques sont plus performants dans le cas d'application d'une faible dose du coagulant alors que les autres types de flocculants agissent mieux dans la zone de neutralisation du potentiel Zêta (Ndiongue, 1999). Toutefois, la dose du coagulant doit être inférieure à quarante fois la dose du polymère. Les polymères non ioniques et anioniques dont les doses varient généralement entre 0,05 mg/l et 0,5 mg/l sont meilleurs. En effet, ils offrent une meilleure protection contre les percées contrairement aux polymères cationiques qui permettent une meilleure pénétration des floccs dans le matériau filtrant (Culp, 1977). Dans le cas d'une filtration directe d'une eau ayant une absorbance UV élevée (à 400 nm), l'utilisation des polymères cationiques en plus de l'alun fait diminuer la performance de la filtration et la qualité de l'eau filtrée par rapport à celle observée dans le cas d'utilisation d'alun seul comme coagulant (Graham et al., 1992).

1.3.3 Mécanismes de flocculation

La coalescence des particules, déstabilisées suite à l'ajout du coagulant, s'effectue de différentes façons soient, le mouvement Brownien, la décantation différentielle et la

turbulence. Dans la solution, les particules en suspension sont soumises simultanément à ces différents moyens de transport. Selon leur taille relative, l'un de ces moyens de transport prédomine.

Le mouvement brownien est une fonction de la température du fluide. Son intensité dépend de l'énergie thermique de ce dernier. La décantation différentielle présente l'effet de la gravité sur la collision des particules ayant différentes vitesses de décantation. La turbulence est créée par le mélange du fluide qui se caractérise par le gradient de vitesse G (Letterman et al., 1999).

Le taux de collision de deux particules est généralement décrit par l'équation 1.2 (Letterman et al., 1999):

$$N_{ij} = \alpha_{ij} * k_{ij} * n_i * n_j \quad (1.2)$$

Avec: α_{ij} : facteur de l'efficacité de la collision

k_{ij} : fréquence de collision

n_k : Concentration des particules de taille k

La fréquence de collision (k_{ij}) dépend entre autres du mécanisme de la floculation et de la taille des particules. Le facteur de l'efficacité de la collision (α_{ij}) caractérise la distance relative entre les particules et leurs trajectoires critiques qui résultent en collisions. Il prend en considération les effets de la déstabilisation des particules et les effets hydrodynamiques du fluide (Mooyoung et al., 1992; Adachi, 1995; Letterman et al., 1999).

Selon Mooyoung et al. (1992), la floculation des particules est réalisée par:

- Le mouvement brownien: si l'une des particules est de faible taille tout en étant inférieure à $1 \mu\text{m}$.
- La décantation différentielle: si au moins une des deux particules possède une taille élevée et les différences de tailles des particules sont importantes.

- Le mouvement turbulent: si les deux particules ont des tailles similaires et supérieures à 1 μm .

1.3.4 Paramètres mis en jeu dans la floculation

Les flocs formés à l'étape de la floculation présentent des propriétés différentes selon les modes opératoires considérés. L'état idéal de la combinaison floculation - filtration résulte en une production de flocs de taille uniforme et en une distribution uniforme des pertes de charges à travers le matériau filtrant en plus d'une qualité d'eau filtrée acceptable avec différentes qualités de l'affluent. La densité des flocs représente la propriété la plus importante qui les caractérise (Gordon, 1979).

La floculation dépend du temps (t) et de l'intensité du mélange (G) en plus de la dose du floculant et de la température. D'après Mooyoung H. et al. (1992), le produit $G \cdot t$ est le facteur qui affecte le plus la floculation d'une dispersion de particules de mêmes tailles. Dans le cas contraire, ils ont montré que le gradient de vitesse (G) diminue d'importance. C'est le temps de détention qui affecte alors le plus la floculation. Ngo H. et al (1995), montrent que le temps de floculation et le gradient de vitesse représentent les facteurs les plus importants qui contrôlent la taille des flocs.

La température affecte les trois mécanismes de floculation sans avoir d'effet sur leurs importances relatives. Mooyoung et al. (1992) notent que les basses températures ralentissent le mécanisme de la floculation, alors que Dowbiggin (1993) rapporte qu'elles ont très peu d'effet sur le procédé de la coagulation – filtration. Les températures élevées augmentent le taux des réactions chimiques et le nombre des collisions par le mouvement brownien.

En filtration directe, la production de floccs denses et de faibles tailles, qui pénètrent mieux à l'intérieur du matériau filtrant, est possible dans les conditions de fortes intensités de mélange (Gordon, 1979; Collins et al., 1987). Ngo et al (1995), notent que plus le temps de floculation est élevé, meilleure est la qualité de l'eau filtrée. Des essais de filtration sur une hauteur de 30 cm de sable, ont montré que la filtration directe permet de produire une eau filtrée de même qualité que celle produite suite au traitement conventionnel à condition de fixer le produit " $G * t$ " à une valeur supérieure ou égale à 42000. Indépendamment de la température de l'eau, cette valeur a été suffisante pour que la filtration directe soit en mesure d'éliminer les particules de tailles supérieures à $7,5 \mu\text{m}$ et de réduire les floccs de tailles comprises entre $2,5 \mu\text{m}$ et $5 \mu\text{m}$. Un temps de mélange supérieur ou égal à 7 min a été toutefois nécessaire pour une telle observation (Gordon, 1979).

1.4 Méthode de choix du conditionnement chimique optimal

Le conditionnement chimique constitue l'élément le plus important à considérer pour optimiser la filtration. C'est pourquoi, la recherche de l'outil convenable pour sa détermination s'est avérée indispensable. Les outils cités dans la littérature sont divers. Ils simulent les étapes de coagulation, de floculation et de décantation en plus de la filtration. Ils sont, toutefois, testés et validés dans le cas du traitement conventionnel de l'eau. Pour certains, la vérification de leur applicabilité dans le cas d'une filtration directe est aussi réalisée.

1.4.1 Filtres Pilotes

La performance de la filtration dépend de plusieurs paramètres, soient la vitesse de filtration, les produits chimiques (type, dose, intensité et temps du mélange), les

propriétés du matériau filtrant (type, taille), les dimensions des filtres (hauteur, surface) et le lavage des filtres (séquences, débits). L'utilisation des filtres pilotes, pour évaluer la qualité de l'eau filtrée suite à un changement de l'un d'eux, nécessite de maintenir constants les autres paramètres. Cette approche a été considérée pour optimiser la coagulation, la floculation et le design des filtres (Adin Avner et al., 1979). Malgré que les filtres pilotes reproduisent le mieux les conditions réelles des filtres industriels, ils demandent beaucoup de temps pour avoir des données pour conclure. Ils nécessitent l'entretien des équipements incluant le suivi quotidien des tuyauteries, du matériau filtrant, des vannes, équipements de lavage, etc. Des filtres pilotes de faible hauteur avec différentes configurations ont été utilisés pour déterminer les doses optimales du coagulant et de l'aide coagulant (Edzwald et al., 1987; Logsdon et al., 2000) et pour prédire la qualité de l'eau filtrée à la fin de la filtration (Cleasby, 1969). Pour ce faire, un suivi en continu de la qualité de l'eau filtrée, en terme de turbidité et de compte des particules, était nécessaire. Par contre, les filtres pilotes de tailles supérieures (les usines pilotes) ne sont pas utilisés pour les opérations de contrôles quotidiens. Ils s'avèrent utiles plutôt pour déterminer les variables physiques qui affectent la qualité de l'eau filtrée soient la hauteur et la taille du matériau filtrant et la vitesse de filtration. Les premiers essais sont réalisés sur les outils de laboratoires ou sur les filtres pilotes de faible taille pour gagner du temps. Ensuite, les résultats trouvés sont validés sur les usines pilotes (Dowbiggin, 1993; Adin Avner et al., 1979).

1.4.2 Outils de Laboratoire

Pour simuler les étapes du prétraitement chimique, le Jar Test est l'outil souvent utilisé. Il consiste à traiter deux litres d'eau placées dans un bécher en acrylique. La coagulation est réalisée dans des conditions de mélange rapide alors que l'aide coagulant (floculant) est ajouté avec une faible vitesse de mélange. La décantation est

ensuite effectuée dans des conditions calmes (Hannah et al., 1967; Hudson et al., 1981; Dentel et al., 1989). Pour simuler le prétraitement d'une filtration directe, l'étape de la décantation est éliminée du processus.

Le Jar Test a été utilisé avec succès, entre autres, pour (Hudson et al., 1981):

- Contrôler et déterminer la dose du coagulant et de l'aide coagulant
- Évaluer et comparer les différents coagulants et floculants
- Déterminer la résistance des floes
- Déterminer les optimums des paramètres physico-chimiques qui affectent la coagulation et la floculation (pH, intensité du mélange, temps de mélange)
- Établir les critères de design du bassin de décantation
- Caractériser les boues produites par la décantation

Toutefois, il ne peut pas prédire les pertes de charges qui se développent à travers le matériau filtrant pendant la filtration (Adin Avner et al., 1979).

Afin de déterminer le conditionnement chimique optimal en amont de la filtration, l'eau prétraitée est filtrée à travers un milieu poreux (sable, anthracite, papiers filtres, etc.). L'évaluation de la qualité physico-chimique de l'eau floculée et de l'eau filtrée permet ensuite le choix de la dose optimal du coagulant et de l'aide coagulant et le contrôle de la stabilité des conditions du traitement. On note la turbidité, la taille des particules, leur distribution, la couleur, etc. Dans le cas d'optimisation de la chaîne du traitement conventionnel, ces analyses sont réalisées sur le surnageant de l'eau décantée. En filtration directe, elles sont plutôt réalisées sur de l'eau floculée et sur de l'eau filtrée.

1.4.2.1 Filtration membranaire

La filtration sur des papiers filtres a été utilisée pour la détermination des doses optimales des coagulants et des aides coagulants. Elle caractérise le pouvoir colmatant d'un certain volume d'eau. Le suivi du temps de filtration et de la turbidité de l'eau filtrée pour différents conditionnements chimiques permet de distinguer le conditionnement optimal. C'est la concentration du coagulant qui minimise la turbidité avec un temps de filtration faible. Plusieurs recherches ont montré que les filtres millipores 8 μm (Wattman 40) permettent la détermination du conditionnement chimique optimal (Hudson et al., 1981; Dentel et al., 1989). Selon Tchio (2002), la dose optimale du produit chimique trouvée à l'aide de ces derniers, en utilisant un volume de 300 ml d'eau brute prétraitée, correspond à celle qui doit être appliquée en amont de la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm. Il est aussi montré que la dose du coagulant et de l'aide coagulant qui optimise la filtration d'un volume de 250 ml d'eau prétraitée sur les filtres millipores de 0,45 μm correspond aux doses optimales requises pour la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm. Cleasby (1969) a, par contre, montré que la filtration membranaire de 100 ml d'eau sur ces derniers ne peut pas prédire les pertes de charge et le pourcentage d'enlèvement des particules à travers un milieu granulaire de diamètre effectif 0,649 mm. En outre, des essais de prétraitement chimique en éliminant l'étape de la décantation en Jar Test suivis d'une filtration sur des filtres millipores Wattman GF/C 7,0 cm de 1,2 μm de taille de pores ont été satisfaisants pour la détermination de la demande en coagulant (Amirsardari et al., 1997).

1.4.2.2 Calcul de l'indice de filtrabilité pour la détermination des doses optimales des coagulants

Afin de trouver des méthodes simples de prédiction de la performance de la filtration, plusieurs recherches ont développé des formules mathématiques de calcul d'indice de filtrabilité. Leur objectif consiste à trouver une méthode rapide d'évaluation de la filtration qui peut être utilisée peu importe la qualité de la suspension et sans avoir recours à la validation des résultats sur les usines pilotes. L'indice de filtrabilité le plus faible correspond à la dose optimale du coagulant correspondant. Gamet et al. (1959) ont utilisé un indice de performance des filtres (FPI) proportionnel à la durée du cycle et au débit de filtration (Cleasby, 1969):

FPI = débit de filtration * durée du cycle / perte de charge à la fin du cycle de filtration

Cleasby (1969) a proposé une formule de calcul de l'indice de filtrabilité qui tient compte du coefficient du filtre (λ) et du coefficient de dépôt spécifique (σ):

$$FI = \lambda * \sigma / \Delta H \quad \text{avec : FI: indice de filtrabilité}$$

ΔH :variation de la perte de charge à un temps donnée

Le module de filtrabilité de Ives est un outil fiable pour déterminer le conditionnement chimique optimal. Il consiste à filtrer de l'eau sur une hauteur de 4 cm d'un matériau filtrant en utilisant un filtre de diamètre 38 mm et de hauteur 65 mm. La dose optimale d'alun correspond à la bonne filtrabilité évaluée par l'indice de filtrabilité de Ives (F). Cet indice est proportionnel à la perte de charge et à la turbidité de l'eau filtrée. Il est inversement proportionnel à la turbidité de l'eau brute et de la vitesse de filtration. Cette méthode n'est tout de même pas recommandée pour du matériau filtrant de

diamètre effectif élevé et pour des essais de filtration avec des vitesses de filtration élevées (Ives, 1978) et même pour le design des filtres (Ives, 1980). Selon Tchio (2002), cette méthode permet de déterminer la dose optimale du coagulant et de l'aide coagulant correspondantes à la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm.

1.4.2.3 Évaluation de la qualité de l'eau pour la détermination de la dose optimale des produits chimiques

L'évaluation de la qualité des floccs a été utilisée comme moyen de contrôle de la stabilité des conditions du prétraitement. Les conditions optimales sont préalablement déterminées par les autres moyens décrits précédemment. La nature des floccs, évaluée par leur charge, correspondant à ces conditions, est considérée comme référence. Ceci permet de contrôler le dosage des produits chimiques et si c'est nécessaire, le réajuster jusqu'à la reprise des conditions optimales.

Le potentiel Zêta a été recommandé dans le contrôle de la coagulation et du dosage du coagulant surtout pour des eaux brutes qui connaissent des changements de qualité. Il a servi de moyen d'étude de comparaison de l'efficacité de différents coagulants. Il mesure la mobilité électrophorétique des particules et il caractérise la nature de la matière particulaire. Les particules ayant un potentiel Zêta négatif ne sont pas susceptibles de s'agglomérer en floccs et de décanter, contrairement à celles ayant un potentiel Zêta proche de la neutralité (Hannah et al., 1967; Logsdon et al., 2000). En filtration directe, Graham et al. (1992) montrent que le potentiel Zêta égal à zéro correspond aux conditions optimales de la filtration. Dean Gregory et al. (2002) montrent que dans le cas du traitement conventionnel des eaux de fortes concentrations en matière organique, la dose optimale d'alun correspondant au

potentiel zêta égale à zéro en Jar Test n'optimise pas la filtration sur des filtres pilotes où la dose optimale d'alun a été plutôt obtenue à un potentiel zêta positif.

La caractérisation de la charge des floes en continue est possible à l'aide de l'appareil de titrage de charge. Il sert de moyen de contrôle de la coagulation. La valeur notée par l'appareil de titrage de charge correspondant aux conditions optimales du prétraitement chimique, préalablement déterminées par des essais de Jar Test, pilote ou autre, est prise pour référence. Le suivi de ce paramètre permet ensuite d'ajuster la dose du coagulant à cette valeur référence (Dowbiggin, 1993; Bryant, 1996; Logsdon et al., 2000). Dans le cas du traitement conventionnel, les doses du coagulant aboutissant à des valeurs proches de la neutralité de charges correspondent aux conditions de faible turbidité des essais de Jar Test. Manipulé en continue, l'appareil de titrage de charge fournit des valeurs erronées dans les conditions de fortes concentrations d'alun ou du chlorure de fer (Dentel et al., 1989). Son utilisation dans le contrôle de la coagulation est toutefois difficile si le pH de l'eau à traiter est supérieur à 8. Il est moins sensible aux changements si la conductivité est supérieure à 600 S/cm (Logsdon et al., 2000). Le point d'inflexion de la courbe de variation des valeurs de l'appareil de titrage de charge en fonction des doses d'alun représente la dose optimale d'alun (Van et al., 1997). Selon Kan et al. (1999), le titrage de charge conjointement à l'analyse de la dispersion photométrique permet de déterminer le dosage optimal du coagulant même si la qualité de l'eau connaît des fluctuations fréquentes. Cette dernière mesure la cinétique de la formation des micros floes et elle peut servir de moyen d'optimisation de la chaîne de traitement de l'eau (Dean Gregory et al., 2002).

1.4.3 Méthodes en ligne de prédiction du conditionnement chimique

Des méthodes automatiques de contrôle et de prédiction du conditionnement chimique optimal ont été rapportées. Bazer-Bachi et al. (1990) ont développé deux modèles polynomiaux de second degré de prédiction de la dose optimale d'alun d'un traitement conventionnel de l'eau. Le premier modèle, applicable aux eaux dont la turbidité est inférieure à 20 UTN, tient compte de la turbidité, la résistivité, la température et la teneur en matières organiques. Pour des eaux turbides (> 20 UTN), le second modèle est applicable. Il prend, en plus, en considération la nature de la suspension minérale. D'autres recherches ont utilisé les réseaux de neurones pour mettre en œuvre un système automatique de prédiction de la dose du coagulant dans le cas d'un traitement conventionnel. Leur approche est constituée de trois modèles. Le premier sert de moyen d'entrée et de validation de chaque paramètre de qualité de l'eau brute considéré. Le deuxième modèle permet la validation et la reconstruction des paramètres pour qu'à la fin le troisième modèle prédise la dose optimale du coagulant (Valentin et al., 1999; Zdravka et al., 2002). Westrick et al. (2001) ont utilisé les réseaux de neurones pour développer un moyen de prédiction de la turbidité de l'eau à l'entrée des filtres en vue d'optimiser la chaîne du traitement conventionnel de l'eau.

1.5 Conclusions de la revue de littérature

La filtration sur un milieu poreux constitue la dernière barrière au passage des pathogènes avant l'étape de la désinfection. C'est un processus complexe qui dépend de plusieurs paramètres, soient, la qualité de l'eau brute, la configuration des filtres, la coagulation, la floculation et les caractéristiques du matériau filtrant. En filtration directe, le coagulant constitue, toutefois, le paramètre qui affecte le plus la performance de la filtration. Le réajustement de la dose du coagulant aux

configurations des filtres permet même de traiter, avec succès, des eaux brutes turbides (20 UTN). L'enlèvement des particules est d'autant plus élevé que les épaisseurs du matériau filtrant sont élevées. Plus la granulométrie du matériau filtrant est faible, moindre est l'épaisseur requise pour l'obtention d'une eau filtrée de bonne qualité.

Plusieurs outils de choix de la dose optimale du coagulant et de l'aide coagulant ont été développés. Mais, pour la plupart, ils sont validés dans le cas du traitement conventionnel de l'eau. L'usine pilote constitue l'outil qui simule le mieux les conditions de filtration des usines industrielles. Mais, cet outil nécessite des suivis techniques laborieux.

Le module de filtrabilité de Ives constitue un outil fiable de choix de la dose optimale du coagulant dans le cas du traitement conventionnel. Il permet de trouver la dose optimale du coagulant et de l'aide coagulant pour la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm.

La filtrabilité membranaire sur des filtres ayant des tailles de pores de 8 μm permet de choisir la dose optimale du coagulant requise pour une filtration directe sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm. Des filtres millipores de 0,45 μm de tailles de pores permettent de déterminer les doses optimales du produit chimique pour la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm.

Les questions qui se posent encore sont: Quels sont les outils fiables de détermination de la dose du coagulant pour une filtration directe performante sur des sables de diamètres effectifs 0,8 mm et 1 mm? Quels sont les critères de choix de la dose optimale d'alun ? Est-ce que le conditionnement chimique optimal dépend de l'épaisseur du matériau filtrant ? Quels sont les effets de la granulométrie sur le conditionnement chimique optimal ?

CHAPITRE 2 : MATÉRIELS ET MÉTHODES

La détermination des doses optimales de coagulant à utiliser afin d'optimiser les performances de la filtration directe a été réalisée en utilisant trois montages différents:

1. une usine pilote de filtration directe
2. un module de filtrabilité de Ives
3. un module de filtrabilité membranaire

La comparaison des résultats obtenus à l'aide de ces trois installations permet de déterminer l'outil de mesure le plus efficace, en d'autres termes, celui qui permet de déterminer rapidement et à peu de frais le conditionnement chimique optimal.

Ce chapitre est divisé en quatre sections. Dans chacune des trois premières, nous décrivons le montage utilisé ainsi que les mesures qu'il a permis de réaliser. Dans la dernière section, nous décrivons les moyens utilisés pour caractériser la qualité de l'eau prétraitée.

2.1 L'usine pilote:

2.1.1 Les essais réalisés

La détermination du conditionnement chimique optimal pour chaque configuration des filtres a été réalisée en utilisant les conditions d'essais présentées dans le tableau 2.1. Avant d'être filtrée, l'eau brute subit un traitement chimique avec l'alun. Des concentrations différentes ont été testées afin de déterminer la dose optimale.

Tableau 2.1 : Conditions d'essais pour différentes granulométries

Granulométries (mm)	Épaisseur du matériau (cm)	Hauteur de submersion (cm)	Hauteur totale (cm)
0,4	20	80	100
	50	100	150
	100	200	300
0,8	100	200	300
1	100	200	300
	125	250	375
1,2	100	200	300
	150	300	450

Lors de chaque essai, les pertes de charges ont été mesurées à différentes profondeurs dans le matériau filtrant. Les capteurs de pression différentielle sont installés dans le matériau filtrant à différentes profondeurs (tableau 2.2). La profondeur zéro correspond à la surface du matériau filtrant.

Tableau 2.2 : Positions des capteurs de pression différentielle

D_{effe.} (H_{mat} (cm))	Profondeur (cm)					
0,4 mm (50)	15	25	30	40	45	50
	(100)	30	50	70	80	90
0,8 mm (100)	30	50	70	80	90	100
1 mm (100)	30	50	70	80	90	100
	(125)	70	80	90	100	120
1,2 mm (100)	30	50	70	80	90	100
	(150)	80	90	100	120	140

Pour chaque essai, la fin du cycle de filtration est déterminée soit par une percée de turbidité soit par l'atteinte de la perte de charge maximale admissible. La turbidité maximale acceptable est 0,5 UTN. La perte de charge maximale admissible correspond soit à la somme de la hauteur d'eau et de la hauteur du sable, soit à la

valeur au dessus de laquelle des pressions négatives sont observées à l'intérieur des filtres.

Pour chaque cycle de filtration, différents paramètres de performance de la filtration directe sont calculées. Ce sont la productivité par cycle, la productivité par jour, la perte d'eau, la turbidité moyenne et le nombre moyen des particules dans l'effluent du filtre. Le calcul de la turbidité moyenne et du compte moyen des particules est fait sans tenir compte des valeurs mesurées durant la phase de maturation du cycle de filtration.

Des détails supplémentaires sur la préparation de l'eau reconstituée (2.1.2.1), la coagulation (2.1.2.2), la floculation (2.1.2.3), les filtres (2.1.2.4) et les moyens de suivi de la qualité de l'eau (2.1.2.5) et de la performance des filtres (2.1.2.6) sont présentés dans les sections qui suivent.

2.1.2 Description de l'usine pilote

L'usine pilote est implantée dans le laboratoire d'hydraulique de l'École Polytechnique de Montréal. Comme indiqué sur la figure 2.1, le pilote comprend les unités suivantes :

- L'unité de stockage de l'eau du réseau de la ville de Montréal composée de deux réservoirs R1 et R2 de 15 m³ chacun.
- L'unité de préparation de l'eau reconstituée composée d'une unité de dissolution de Kaolin (1700L) et d'une unité de stockage de la suspension (2500L).
- L'unité du traitement physicochimique qui comprend un mélangeur statique servant à la coagulation et un bassin de floculation.

- L'unité de filtration qui est composée de deux colonnes de filtration en PVC de 20 cm de diamètre et d'une hauteur de 6,5 m.
- Les unités de suivi de la qualité de l'eau brute et de l'eau filtrée qui comprennent des compteurs de particules et des turbidimètres.
- Les unités de lavage des filtres qui comprennent des pompes (air et eau) et des débitmètres.

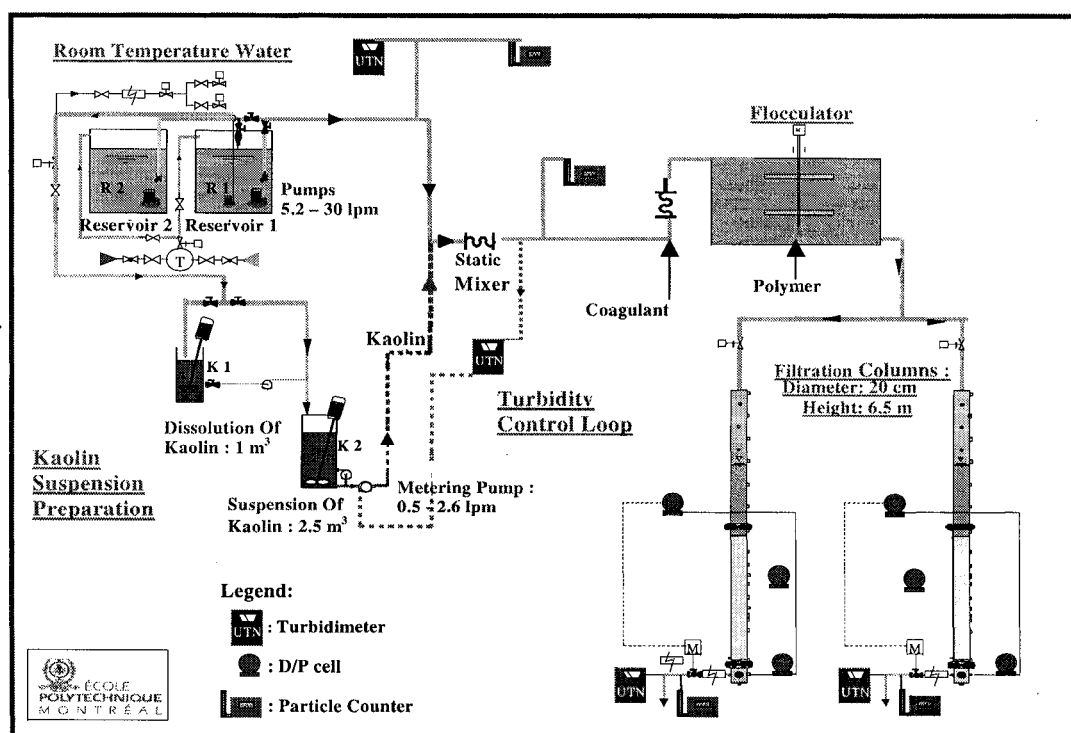


Figure 2.1: L'usine pilote

Le pilote est doté d'un automate. Une interface informatique permet le contrôle à distance du fonctionnement des différents appareils. L'acquisition des données sur la turbidité, les comptes des particules et les pertes de charge est aussi automatique. Des contrôles manuels de ces paramètres permettent le suivi du bon fonctionnement des appareils.

2.1.2.1 L'eau brute

L'eau brute utilisée est une eau reconstituée. C'est l'eau du réseau de la Ville de Montréal mélangée avec du kaolin (DEBRO chemicals, Québec). L'eau du réseau est l'eau du fleuve Saint-Laurent qui a subi une filtration sur sable et une désinfection au chlore. Elle a un $\text{pH} = 7,8 \pm 0,1$, un $\text{COT} = 2,0 \pm 0,2 \text{ mg C/l}$ et une alcalinité $= 80 \pm 4 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$. Les deux réservoirs R1 et R2 (15 cm^3 chacun) sont utilisés pour stocker l'eau, y neutraliser le chlore et y ajuster la température à 20°C . Un contrôle quotidien de la concentration du chlore dans les réservoirs R1 et R2 est réalisé. Pour neutraliser le chlore, du thiosulfate (Labchem Inc LC 25080-5, Pittsburgh) est injecté à l'aide d'une pompe (Masterflex Cole Parmer, 7553-80, 1-100RPM) au moment du remplissage du réservoir R2.

Une solution mère d'eau reconstituée est préparée dans le bassin K1 (1700L). On ajoute 1700 g de kaolin dans l'eau du réseau pour former une suspension ayant une concentration de 1g/l. L'homogénéisation de la suspension est assurée par un agitateur à hélices (Leeson Electric Co., C6C17FC5F, Wisconsin). Un temps de mélange d'au moins 15 min est nécessaire avant le transfert de l'eau dans le bassin K2 (2500L) où l'agitation est assurée par un agitateur du même type.

Les eaux des réservoirs K2 (suspension du kaolin) et du R2 (eau de réseau) sont mélangées pour l'obtention d'une eau brute reconstituée ayant une turbidité cible de 5 UTN. L'ajout de la suspension du Kaolin est assuré par une pompe doseuse (Masterflex, 7521-40, 6-600RPM). Une boucle de contrôle (l'automate) permet de produire une eau reconstituée ayant la turbidité finale désirée malgré les variations de la turbidité de l'eau du réseau. Le COT et le pH de l'eau ne sont pas affectés par l'ajout du Kaolin.

2.1.2.2 La coagulation

Le coagulant utilisé est le sulfate d'aluminium ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$) (Eaglebrook, Canada), appelé aussi alun. Une solution mère d'alun de 15 g/l est préparée quotidiennement et placée dans un réservoir. Une pompe doseuse (Masterflex, 7553-80, 1-100RPM) assure son injection dans le mélangeur statique (Koflo, 1-40C-4-12-2, Illinois) dont le gradient de vitesse est d'environ 9000 s^{-1} .

2.1.2.3 La floculation

L'effluent du mélangeur statique est acheminé vers le flocculateur où la vitesse de rotation des palettes est d'environ 33 tr/min. Le débit d'eau est maintenu constant à environ 1600 l/h grâce à un rotamètre (Fisher Porter 10A3555A). Le temps de séjour de l'eau dans le flocculateur est de l'ordre de 10 min. Le gradient de vitesse est de 100 s^{-1} . Le niveau d'eau est maintenu constant à l'aide d'une vanne modulante (Belimo, B239+NM24-SR US 1 ½", Suisse) et d'une sonde de niveau.

2.1.2.4 La filtration

L'eau floculée est acheminée vers les deux colonnes de filtration. Elles sont disposées en parallèle et leur fonctionnement est flexible. Le niveau d'eau dans les filtres est maintenu à la hauteur désirée à l'aide d'une vanne de surverse. Le débit de filtration est réglé à l'aide d'une vanne modulante (Belimo, B213+LP-24-SR-1 US ½", Suisse) et d'un débitmètre magnétique (Krohne, IFM1010/D/6, Hollande). La vitesse de filtration a été maintenue à 10 m/h. La hauteur d'eau totale est mesurée à l'aide du capteur de pressions différentielles (1151 Smart Rosemount, 1151DP5522M1B1C6, USA).

Chaque cycle de filtration est suivi d'un lavage. Selon la granulométrie du sable, des modalités de lavage différentes sont utilisées. Les séquences d'air et d'eau sont décrites, dans l'ordre de leur réalisation, dans le tableau 2.3.

Tableau 2.3: Modalités de lavage des filtres

	Débit	Durée (min)
Injection d'air	27 l/min (1 atm)	2
Injection d'air et d'eau	Air: 27 L/min	
	Eau: 645 l/h ($D_{\text{effe}} = 0,4\text{mm}$)	1
	1540 l/h ($D_{\text{effe}} = 0,8\text{mm}$)	1
	1859 l/h ($D_{\text{effe}} = 1,0\text{mm}$)	1
	2200 l/h ($D_{\text{effe}} = 1,2\text{mm}$)	1
Rinçage avec de l'eau	765 l/h	15 ($D_{\text{effe}} = 0,4\text{mm}$)
		10 ($D_{\text{effe}} = 0,8\text{mm}, 1,0\text{mm}$)
		6 ($D_{\text{effe}} = 1,2\text{mm}$)
Remplissage	765 l/h	Jusqu'au niveau désiré

2.1.2.5 Suivi de la qualité de l'eau brute

Pour contrôler la qualité de l'eau brute reconstituée, le pilote est équipé de turbidimètres et de compteurs de particules qui analysent l'eau prélevée à différents points critiques. La mesure de la turbidité de l'eau brute est effectuée à l'aide d'un turbidimètre de type Ratio 2000 (Modèle 42100, Hach, USA). Alors que celle de l'eau de réseau est mesurée à l'aide d'un turbidimètre en continu (1720D, Hach, USA). Les mesures des comptes des particules de l'eau brute et de l'eau de réseau sont réalisées à l'aide des compteurs de particules (1900 WPCTM – Hach, USA). Un turbidimètre de table (Modèle 18900, Hach) a été utilisé pour faire des vérifications ponctuelles de la turbidité et pour contrôler la précision des autres turbidimètres. La température de

l'eau brute reconstituée est contrôlée à l'aide d'un thermostat placé après le point du mélange de l'eau provenant de R2 et de la suspension du kaolin.

2.1.2.6 Suivi de la performance de la filtration

Chaque filtre est équipé d'un turbidimètre (modèle 1720D, Hach, USA) et d'un compteur de particules (1900 WPCTM – Hach, USA). Des tubes piézométriques sont disposés sur toute la hauteur des filtres. Ils servent à mesurer la perte de charge dans le milieu filtrant. Il est aussi possible de mesurer, en continu, les pertes de charge à l'aide de capteurs de pression différentielle (Modèle 1151 DP5S22M1B1C6, Rosemount, Minnesota, USA).

Les mesures obtenues des appareils en ligne sont gérées et acquises à l'aide de l'automate qui utilise deux logiciels. Le logiciel Citect V.5.2 (S.T.F. Info, Canada) permet le contrôle des différents équipements et de leurs paramètres de fonctionnement. Le logiciel Aquaview (Hach, Colorado) permet de visualiser l'évolution des comptes des particules et de contrôler le bon fonctionnement des compteurs.

2.2 La filtrabilité de Ives

2.2.1 Les essais réalisés

Pour déterminer les doses optimales d'alun correspondant aux sables de diamètres effectifs 0,4 mm, 0,8 mm et 1mm, nous avons utilisé la méthode décrite par Ives (1978). Pour ce faire, une épaisseur de sable de 4 cm a été utilisée.

Pour étudier l'influence de l'épaisseur du sable sur la dose optimale d'alun, des colonnes de filtration plus grandes ont été utilisées. Elles sont de même diamètre que

celles utilisées par Ives mais l'épaisseur de sable peut atteindre 50 cm. Les caractéristiques de ces colonnes sont présentées dans le tableau 2.4.

Tableau 2.4: Caractéristiques des colonnes de filtration testées sur le module de filtrabilité de Ives

Diamètre effectif (mm)	Épaisseur de sable (cm)					
	4	12	20	36		
0,4	4	12	20	36		
0,8	4	12	20	28	36	
1	4	12	20	28	36	44

Pour vérifier l'efficacité de cette méthode, les concentrations optimales d'alun trouvées sont ensuite comparées à celles obtenues à l'aide de l'usine pilote dans les mêmes conditions d'essais.

2.2.2 Description du module de filtrabilité de Ives

Le module de filtrabilité de Ives (figure 2.2) comprend deux filtres en parallèle de 6,5 cm de hauteur chacun. Ces filtres sont alimentés par le haut via un entonnoir. L'eau d'alimentation est l'eau flocculée à l'aide d'un banc d'essais de type Jar test (section 2.4.3). Elle est versée continuellement pour garder la hauteur d'eau à 80 cm au dessus du matériau filtrant au cours de l'essai de filtration. Le débit de l'eau est maintenu constant à l'aide des débitmètres (Cole Parmer, U32458-38). Une vitesse de filtration de 10 m/h est maintenue, à l'aide d'un rotamètre, pour tous les essais de filtration.

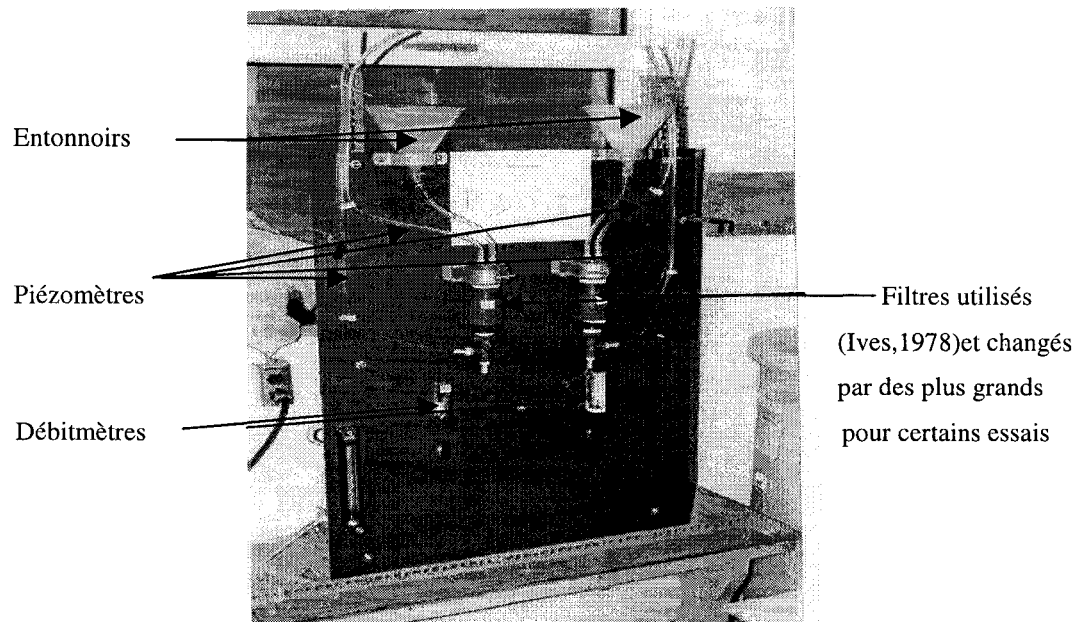


Figure 2.2: Module de filtrabilité de Ives

Avant son utilisation, le sable est lavé et séché. La procédure de lavage qu'on a adopté est la suivante:

- Laver le sable avec l'eau du réseau pendant 30 min
- arrêter le lavage après 30 min et vider l'eau du filtre
- répéter 3 fois le lavage et l'arrêt
- enlever la couche supérieure du sable (les fines particules) après trois lavages
- refaire le lavage et l'arrêt trois fois
- enlever la couche supérieure du sable
- mettre le sable au four à 105°C pendant 24 h

Les essais de filtration sont ensuite réalisés de la manière suivante:

- Installer une masse de sable correspondant à une hauteur donnée.
- Mouiller le sable avec l'eau du réseau à 100 ml/min
- Vider l'eau du filtre

- Placer le filtre dans le dispositif (figure 2.2)
- Laver le filtre à 200 ml/min jusqu'à ce que l'entonnoir soit plein.
- Filtrer l'eau à 10 m/h
- Refaire le lavage et la filtration trois fois
- À la troisième filtration, garder l'eau de lavage à un niveau constant.
- Filtrer l'eau floculée

La turbidité d'un litre d'eau filtrée et la perte de charge totale générée par la filtration sont mesurées à la fin de l'essai.

2.2.3 Calcul de l'indice de filtrabilité de Ives

L'indice de Ives est calculé selon l'équation suivante:

$$F = H * (C/C_0) / V * t$$

Avec : F : indice de Ives

C : turbidité moyenne du litre récupéré (UTN)

C₀ : turbidité de l'eau floculée (UTN)

H : perte de charge (m)

V : vitesse de filtration (m/h)

t : temps de filtration (h)

Les courbes de l'indice de Ives et de la turbidité en fonction des différentes doses d'alun permettent de déterminer la dose optimale d'alun. Au delà de cette dose, l'ajout d'alun affecte peu l'indice de Ives. On fixe un taux de variation de l'indice de Ives égal au plus à 0,2 %. Pour le choix de la dose optimale, au moins six points de mesure sont nécessaires.

2.3 La filtrabilité membranaire

Afin de trouver une méthode facile et rapide pour l'ajustement du conditionnement chimique avant la filtration directe, des filtres Millipores en nitrocellulose ont été testés. Une dose optimale d'alun pour chaque filtre est déterminée et ensuite comparée à celles trouvés à l'aide de l'usine pilote.

Le montage utilisé pour la filtration membranaire est illustré sur la figure 2.3. L'eau est d'abord prétraitée à l'aide du module de Jar Test (section 2.4.3). Un volume de 300 ml de cette eau est ensuite filtré sur des filtres Millipores sous une pression à vide de 138 kPa.

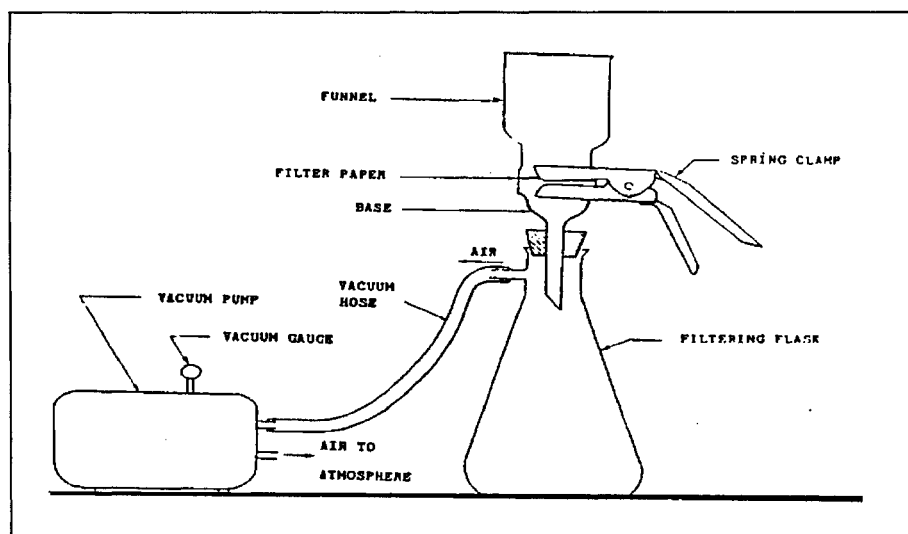


Figure 2.3 : Appareil de mesure de la filtrabilité membranaire

Des filtres ayant des tailles de pores différentes ont été utilisés. Ce sont les filtres en nitrocellulose avec des tailles de pores de: 0,45 μm (Millipore, HABP04700, 47mm, Bedford); 0,8 μm (Millipore, AAWP04700, 47mm, Bedford); 1,2 μm (Millipore, RAWP04700, 47mm, Bedford); 3 μm (Millipore, SSWP04700, 47mm, Bedford); 5

μm (Millipore, SMWP04700, 47mm, Bedford) et 8 μm (Millipore, SCWP04700, 47mm, Bedford). Des filtres Wattman 40 (1440055, 55mm, England) ayant des pores de 8 μm ont aussi été utilisés. Les essais de filtration sont réalisés en duplicata.

Suite à chaque filtration, la turbidité de l'eau filtrée ainsi que le temps de filtration sont mesurés et notés. Les courbes de ces deux paramètres en fonction de la concentration du produit chimique appliquée permettent de déterminer la dose optimale. Elle correspond au point d'inflexion de la courbe de variation du temps de filtration en fonction de la concentration d'alun. Elle correspond aussi à la dose d'alun à la quelle la turbidité de l'eau filtrée varie peu avec un taux de variation inférieur ou égal à 2 %.

2.4 Méthodes de caractérisation de l'eau

Pour caractériser l'eau (brute et floculée), nous avons mesuré le potentiel zêta et la taille des particules. Nous cherchons à trouver le moyen le plus fiable qui caractérise les particules en suspension dans les conditions optimales de prétraitement chimique.

Les deux premières parties de cette section présentent les essais réalisés ainsi qu'une description de l'outil de mesure. La dernière partie décrit l'appareil de Jar Test qui a été utilisé pour simuler la coagulation et la floculation avant de procéder aux différentes mesures.

2.4.1 Potentiel Zêta

L'objectif principal de cette étape est de trouver un outil de vérification rapide et facile à utiliser pour faire le réajustement de la dose du coagulant lors des variations rapides de la qualité de l'eau brute, notamment en période de renversement. Nous

vérifions si le potentiel Zêta est constant dans les conditions optimales de prétraitement chimique. Le tableau 2.5 présente les conditions d'essais qui ont été considérées en Jar Test pour cette étude.

Tableau 2.5: Conditions du prétraitement chimique pour les essais de mesure du potentiel Zêta

Concentrations d'alun (mg/l)	Concentrations de LT35 (mg/l)	Gradient de vitesse (s^{-1})
4	0	100
5	0	100
5,76	0,15 0,3	100
		52
		100
		147,1
		200
		270,3
7,2	0,15	100
	0	100
8,44	0	100
9	0	200
9,56	0	100
12	0	100

Le potentiel Zêta est mesuré à l'aide d'un Zeta Meter Model D (Zeta-Meter Inc., New York). L'échantillon d'eau floculée est placé entre deux électrodes aux bornes desquelles une différence de potentiel est appliquée. On mesure le temps de migration des particules entre ces deux électrodes.

2.4.2 Microscopie

Pour caractériser l'eau floculée, nous avons mesuré la taille des floes dans l'eau prétraitée à l'aide du module de Jar test (2.4.3) et ce dans le but de trouver s'il existe

une taille optimale de floccs dans les conditions optimales de prétraitement chimique. Pour ce faire, on a mesuré la taille moyenne et la taille maximale des floccs suite aux différentes conditions d'opérations présentées dans le tableau 2.6.

Tableau 2.6: Conditions du prétraitement chimique avant la mesure des tailles des floccs

Concentrations d'alun (mg/l)	4	5	7,2	8,44	9	9,56	12
Concentrations de LT 35 (mg/l)	0 0,15	0	0 0,3	0	0	0 1	0
Gradient de vitesse (s^{-1})	100	100	100	100	200	100	100

Les floccs sont observés à l'aide d'un microscope optique à lumière inversée (WILD Leitz Canada Ltée, Ontario). Les grossissements disponibles sont le 200 et le 400. Un volume de 1 ml de l'eau flocculée est placé dans un puits calibré de 2,5 cm de diamètre. Afin de faciliter l'observation des floccs et d'inhiber la réaction de post-floculation, du vert de malachite est ajouté à l'échantillon. Le centre des floccs prend la couleur verdâtre et la taille des floccs est mesurée à l'aide du micromètre calibré de l'oculaire. La taille des floccs qu'on peut observer est comprise entre 4 et 250 μm .

2.4.3 Le Jar test

Le Jar test (figure 2.4) comprend six bécchers en acryliques rectangulaires et six pales qui peuvent être entraînées à l'aide d'un moteur à vitesse variable. Il simule la coagulation et la floculation.

Deux litres d'eau sont brassées à 300 tours/min pendant 10 s afin d'homogénéiser la distribution des particules dans l'eau. Ensuite, des volumes croissants d'alun sont

ajoutés dans les différents béchers à l'aide des seringues de 1 ml (Hamilton 1001 LTN, 22/2''/2, Nevada) et de 2,5 ml (Hamilton, 1002LTN, 22/2''/2, Nevada). Le brassage est maintenu pendant 30 s à 300 tours/min ce qui correspond à un gradient de vitesse de 270s^{-1} (la valeur maximale atteinte par le dispositif). Après cette période de coagulation, la vitesse de rotation est baissée à 155 tr/min (gradient de vitesse G de 100s^{-1}) pendant 10 min afin de simuler la floculation.

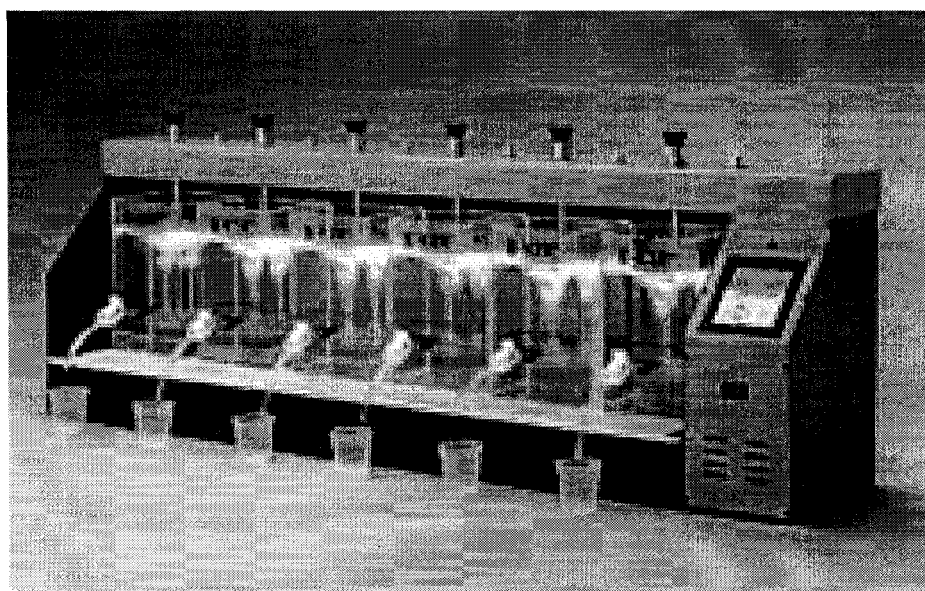


Figure 2.4 : Dispositif de Jar Test

Lorsque l'ajout d'aide coagulant est requis, il est injecté à la fin de la période de coagulation. Un polymère cationique fort de poids moléculaire faible et de type polychlorure d'ammonium de diallyldiméthyle (DADMAC) est utilisé. C'est le LT35 (Ciba-Allied colloids, Canada).

Après cette période de floculation et avant que la décantation ne se produise, des échantillons d'eau sont prélevés pour les essais de filtrabilité de Ives, de filtrabilité membranaire, du potentiel zêta et de microscopie.

CHAPITRE 3: Résultats et Discussions

Le but de cette étude est de trouver le meilleur outil de laboratoire qui permet d'ajuster la dose d'alun en fonction des caractéristiques des filtres pour optimiser les performances de la filtration directe. Pour ce faire, nous avons procédé en premier lieu à l'évaluation de trois outils pour le choix du conditionnement chimique. Les résultats sont ensuite utilisés pour étudier les effets de la granulométrie et de l'épaisseur du sable sur les paramètres de quantité et de qualité de la filtration et sur les doses optimales d'alun. En dernier lieu, nous avons évalué le potentiel Zêta et la microscopie comme outils de caractérisation de l'eau floculée.

3.1 Évaluation des outils de sélection du conditionnement chimique optimal

Pour choisir l'outil le plus efficace pour déterminer la dose optimale d'alun, les résultats obtenus à l'aide de l'usine pilote ont été pris comme référence. Dans cette section, nous présentons d'abord les résultats obtenus à l'aide du pilote. Ensuite, nous décrivons les résultats des essais de filtrabilité de Ives et de la filtrabilité membranaire.

3.1.1 Usine pilote

Pour le choix de la dose optimale d'alun, nous avons considéré les paramètres de performance de la filtration en terme de qualité et de quantité. Ce sont la turbidité moyenne, la productivité par cycle, la productivité par jour, les pertes d'eau et le compte des particules. La productivité par cycle correspond au volume d'eau brut

produit au cours du cycle de filtration moins les volumes produits durant la phase de maturation et ceux utilisés pour les lavages. En premier lieu, on tient compte de la qualité de l'eau filtrée dans le choix de la dose optimale d'alun. Ensuite, on considère la productivité pour confirmer le choix. La dose optimale d'alun correspond à la dose au delà de laquelle l'ajout d'alun entraîne une diminution de la pente de la courbe de variation de la turbidité en fonction de la concentration d'alun inférieure ou égale à 2 % avec un compte de particules faible.

Les résultats de l'usine pilote sont présentés dans cette partie en les subdivisant en deux parties. La première partie décrit les résultats des essais de filtration sur une même épaisseur de sable (1m) avec différents diamètres effectifs. La deuxième partie présente les résultats des essais de filtration sur différentes hauteurs de sables telles que le rapport de la hauteur de sable sur le diamètre effectif (L/d) est égal à 1250.

3.1.1.1 Essais de filtration sur une épaisseur de 1m de sable

3.1.1.1.1 Sable ayant un diamètre effectif de 0,4 mm

La figure 3.1 présente les paramètres de performances de la filtration directe en fonction de la dose d'alun. La turbidité moyenne de l'eau filtrée diminue en fonction de la concentration d'alun. À partir d'une concentration d'alun de 6,5 mg/l, la turbidité moyenne à l'effluent est inférieure à 0,1 UTN. Elle est peu sensible (pente < 2%) à la variation des conditions du prétraitement à partir de 7 mg/l.

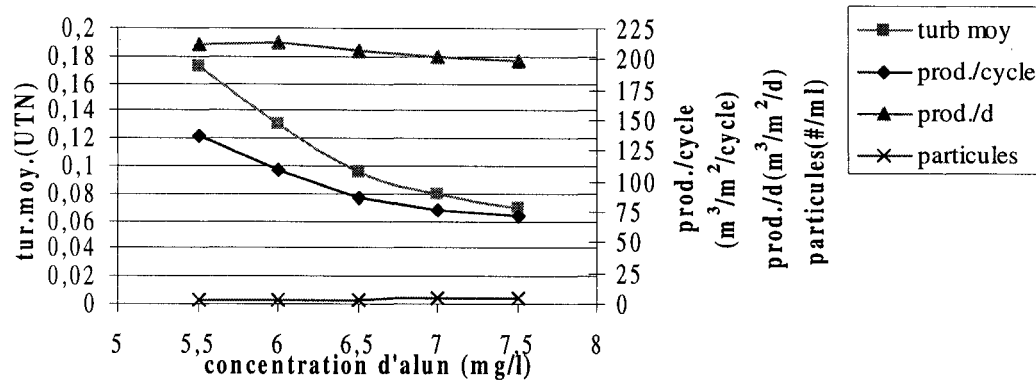


Figure 3.1 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,4 mm, hmat:1 m, sub.:2 m, V_f : 10m/h)

La productivité par jour est quasiment constante, l'écart entre les différentes valeurs est inférieur à 3 %. Le nombre des particules est faible soit d'environ 4 particules/ml. La productivité par cycle montre une tendance inversement proportionnelle à la dose d'alun. Ceci résulte du fait que la durée des cycles de filtration diminue en fonction de la dose d'alun (tableau 3.1). La fin des cycles de filtration a été causée par l'apparition d'une pression dynamique minimale dans le matériau filtrant. D'après le tableau 3.1, il ressort que la variation de la perte de charge par unité de temps (dP/dt) augmente en fonction de la dose d'alun. Plus rapidement la perte de charge totale admissible est atteinte, plus court est le cycle de filtration.

Tableau 3.1 : Variation de la durée des cycles, du nombre des particules et de la perte de charge en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,4 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h)

Dose d'alun (mg/l)	Durée du cycle (hh:mm)	Particules (# /ml)	dP/dt (mm/h)
5,5	14:19	4	156
6,0	11:43	3	197
6,5	09:29	3	247
7,0	08:25	5	281
7,5	07:56	5	291

Le choix de la dose optimale d'alun est donc basé sur la turbidité moyenne à l'effluent et sur la productivité par cycle puisque les autres paramètres sont sensiblement constants. Selon l'évolution de la turbidité moyenne à l'effluent, la concentration d'alun de 7 mg/l est la dose optimale. Si on considère la productivité par cycle, il est préférable d'avoir la valeur la plus élevée pour optimiser l'usage des filtres. Le meilleur compromis est obtenu donc à une concentration d'alun de 7 mg/l.

3.1.1.1.2 Sable ayant un diamètre effectif de 0,8 mm

Les résultats des cycles de filtration pour différentes concentrations d'alun sont présentés sur la figure 3.2. Ils montrent des tendances semblables à celles observées lors de l'utilisation du sable ayant un diamètre effectif de 0,4 mm. Une différence dans les ordres de grandeurs des valeurs est toutefois notée. La productivité par jour est sensiblement égale pour toutes les concentrations d'alun. La productivité par cycle diminue en fonction de l'augmentation de la dose d'alun. La plus petite valeur est de $240 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{cycle}$. Elle s'intègre dans les valeurs cibles supérieures à $200 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{cycle}$ (Cleasby et al., 1999).

Le nombre des particules présente des faibles variations en fonction de l'augmentation de la concentration d'alun. Une légère augmentation à 17 particules/ml est observée lors de l'utilisation de 7 mg/l d'alun. Peu de variations sont notées au delà de 7,5 mg/l. Dans ce cas, le compte des particules et la productivité, ne représentent donc pas les paramètres déterminants pour le choix de la concentration optimale d'alun.

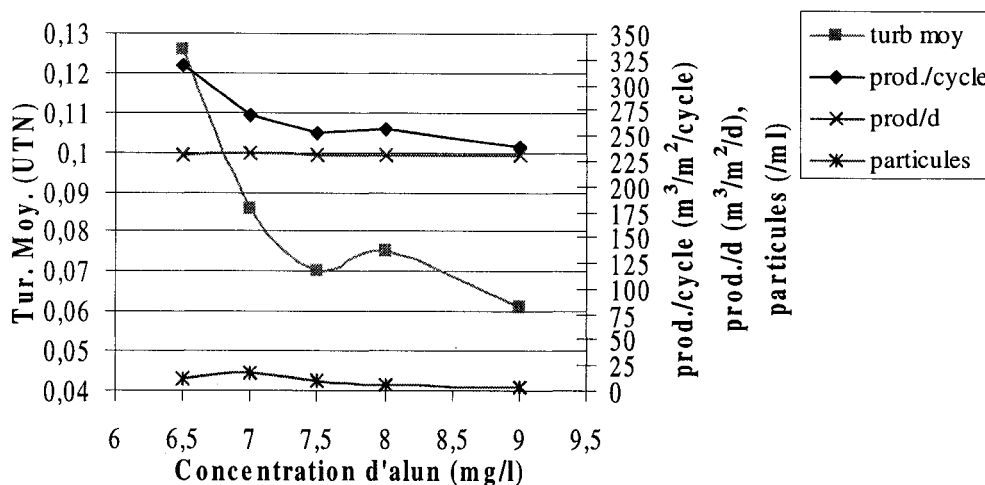


Figure 3.2 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,8 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10m/h)

La turbidité moyenne à l'effluent diminue en fonction de l'augmentation de la concentration d'alun appliquée. Elle présente des faibles taux de variation ($< 2\%$) à partir de la concentration d'alun de 8 mg/l.

L'analyse des différents paramètres de performance de la filtration montre que la dose d'alun de 8 mg/l est optimale pour cette configuration. À cette concentration, la turbidité moyenne est d'environ 0,07 UTN alors que le nombre des particules est de 5 particules/ml. Il n'y a pas eu de phase de maturation du filtre. Durant tout le cycle de filtration, la turbidité de l'eau filtrée est donc inférieure à la valeur maximale admissible de 0,5 UTN fixée par la loi québécoise.

3.1.1.1.3 Sable ayant un diamètre effectif de 1 mm

La figure 3.3 présente les paramètres de performance de la filtration en fonction de la concentration d'alun. La productivité par cycle diminue en fonction de la concentration d'alun à cause de la diminution des durées des cycles de filtration. Mais,

dans tous les cas, elle est supérieure à $200 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{cycle}$ (valeurs cibles). La productivité par jour demeure quasiment constante pour tous les cas de figure. Pour une configuration donnée, le volume d'eau de lavage est constant. Pour un débit de filtration constant, la productivité est donc liée à la durée du cycle et à la durée de la phase de maturation (tableau 3.2). La fin des cycles de filtration est caractérisée par une percée de turbidité.

Tableau 3.2 : Durées des cycles de filtration et de la maturation et pertes de charge pour différentes conditions de prétraitement
(D.E:1 mm, hmat:1 m, sub: 2 m, V_f :10 m/h)

Dose d'alun (mg/l)	Durée du cycle (hh:mm)	Durée maturation (min)	Pic de turb. (UTN)	Perte de charge finale (mm)
8	44:05	28	0,78	2320
9	38:53	0	0,47	2359
9,5	30:48	1	0,51	2104
10	27:08	24	3,0	1835
11	24:01	0	0,4	1704

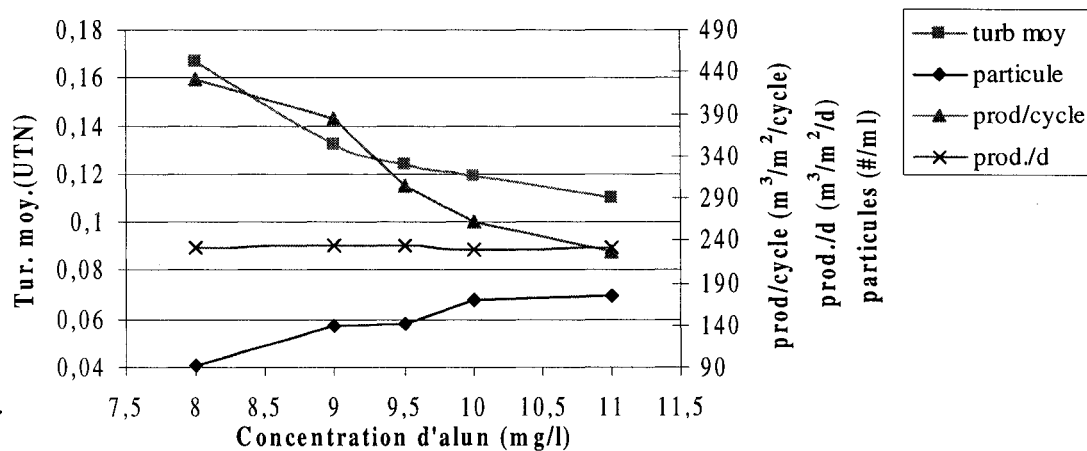


Figure 3.3 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E.: 1 mm, hmat:1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h)

La turbidité moyenne à l'effluent diminue en fonction de la dose d'alun. Selon son évolution, une concentration d'alun de 10 mg/l peut être retenue comme dose optimale. Des augmentations d'alun au delà d'une dose de 9,5 mg/l améliorent très peu l'enlèvement de la turbidité (pente < 2 %).

Le nombre moyen des particules dans l'eau filtrée augmente en fonction de la concentration d'alun. Pour tous les essais, il est élevé. Ceci est la cause de la percée du nombre des particules observée au cours des cycles de filtration. L'augmentation du nombre des particules en fonction de la concentration d'alun, malgré que la turbidité moyenne de l'eau filtrée diminue, peut être expliquée par une différence d'enlèvement des particules de tailles supérieures à 2 μm et celles de tailles inférieures, sachant que le compte des particules mesure les particules de tailles supérieures à 2 μm et que la turbidité donne une mesure de l'effet global des particules quelque soient leurs tailles. Les particules de tailles inférieures à 2 μm s'enlèvent donc en plus grande quantité. Darby et al.(1990) et Mackie et al. (1993) ont montré que l'enlèvement des particules dépend de leurs tailles et de leurs distributions. Les particules de tailles supérieures à 0,6 μm sont préférentiellement enlevées à celles de tailles inférieures. Alors que l'enlèvement des particules de 2 μm est supérieur à celui des particules de 6 μm (Darby et al.,1990).

La dégradation de la qualité de l'eau filtrée en terme de compte des particules montre qu'une concentration optimale d'alun pour une filtration directe performante sur une épaisseur de 1 m du sable de diamètres effectif 1mm n'existe pas. Pour résoudre ce problème, on peut soit augmenter la dose d'alun, soit augmenter l'épaisseur du sable. Une augmentation de la dose d'alun au delà de 15 mg/l peut rendre l'utilisation de la filtration directe moins intéressante du fait que l'eau brute ne serait pas une bonne candidate pour ce procédé (Cleasby et al.,1999). En plus, la tendance observée pour le compte des particules laisse croire qu'une augmentation de la dose d'alun ne servira

qu'à augmenter le nombre des particules à l'eau filtrée, ce qui pourrait représenter un risque sanitaire accrue pour les consommateurs.

D'après Ives et al (1965), pour produire une eau filtrée de bonne qualité, une hauteur seuil doit être fixée pour chaque taille de grains considérée. Une augmentation de la granulométrie de matériau filtrant fait augmenter cette valeur seuil (Ives et al., 1965; Kawamura, 1975). D'après Kawamura, le rapport du hauteur de matériau sur le diamètre effectif (L/d) doit être supérieur ou égal à 1250 pour les filtres monocouches et profonds avec un diamètre effectif compris entre 1 mm et 1,5 mm (Cleasby et al., 1999). Des travaux antérieurs (Sarrazin, 2001; Tchio, 2002) réalisés sur l'usine pilote ont conduit à conclure que le sable de diamètre effectif 0,8 mm est le meilleur pour la filtration directe. La configuration testée pour cette granulométrie est de 1 m de hauteur du matériau filtrant et de 2 m de hauteur d'eau au dessus du filtre. Les résultats de ces travaux satisfont tous les critères de qualité et de quantité des filtres fixés dans ce projet. Cette configuration donne un rapport de L/d de 1250, ce qui correspond à la gamme définie ci-dessus.

3.1.1.1.4 Sable ayant un diamètre effectif de 1,2 mm

Les résultats des essais de la filtration directe sur le sable de diamètre effectif 1,2 mm sont présentés dans la figure 3.4. Les mêmes tendances que dans les cas précédents sont observées à l'exception de la variation du nombre des particules. L'ordre de grandeurs des valeurs est toutefois différent.

La productivité par cycle diminue en fonction de la concentration d'alun. À partir de la concentration d'alun de 9,5 mg/l, elle est inférieure à la valeur cible minimale de 200 $m^3/m^2/cycle$. En considérant seulement ce critère de performance, la concentration

optimale d'alun devrait être comprise entre 8 mg/l et 9,5 mg/l pour une production accrue.

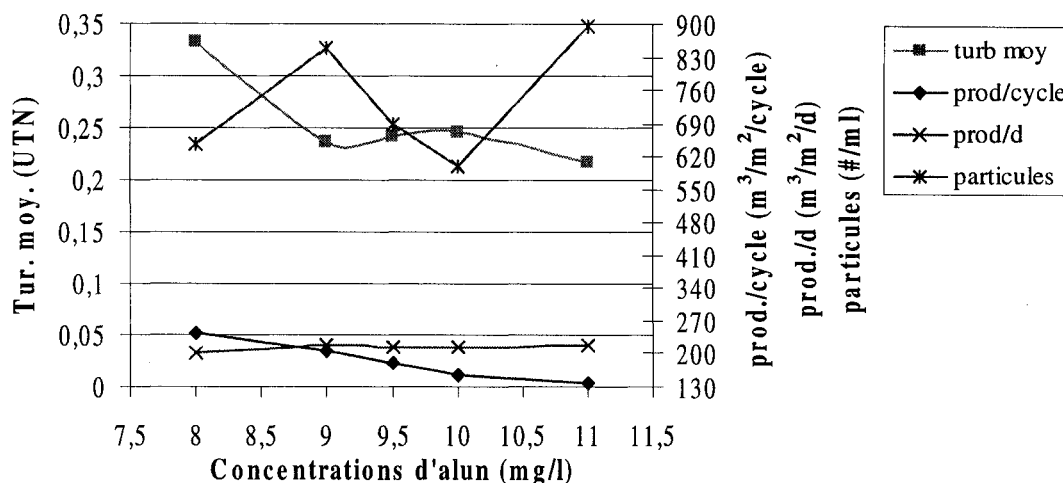


Figure 3.4: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E.: 1,2 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10m/h)

La turbidité moyenne à l'effluent diminue en fonction de la concentration d'alun. Cette tendance a été observée pour tous les autres cas de design des filtres sauf que dans ce cas, les valeurs les plus faibles atteintes pour la dose d'alun la plus élevée sont supérieures à 0,2 UTN et à celles trouvées avec les diamètres effectifs moindres. En tenant compte juste de la tendance, on remarque qu'elle présente de faibles variations à partir de la concentration d'alun de 9 mg/l. Ceci semble dire qu'une augmentation de la concentration d'alun à des valeurs supérieures à celles testées, en étant dans la gamme permettant la filtration directe (<15 mg/l), ne permet pas d'atteindre des turbidités moyennes à l'effluent plus faibles. Cette idée est aussi confirmée par le fait que la fin des cycles dans tous les cas est déterminée par une percée de turbidité. Plus forte est la dose d'alun appliquée, plus court est le cycle de filtration et plus rapidement la percée de la turbidité est atteinte (Ching-Jung et al., 1997). La variation de la perte de charge par rapport au temps (dP/dt) est tellement faible (tableau 3.3) que c'est la percée de la turbidité qui est le critère de contrôle.

Tableau 3.3 : Durée des cycles et Perte de charge en fonction de la dose d'alun
(D.E: 1,2 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10 m/h)

Doses d'alun (mg/l)	Durée des cycles (hh:mm)	Perte de charge finale (mm)	dP/dt (mm/h)	Turbidité finale (UTN)
8	28:27	813	24,6	0,5
9	22:06	800	30,9	0,5
9,5	19:33	779	33,7	0,5
10	16:55	635	30,4	0,5
11	14:40	589	32,9	0,5

L'évolution du nombre des particules par contre ne présente pas de tendance claire. La valeur la plus faible, 600 particules/ml, a été mesurée à la concentration d'alun de 10 mg/l. Mais, elle est assez élevée pour considérer cette dernière comme dose optimale d'alun.

Une dose optimale d'alun pour une filtration directe performante sur une épaisseur de 1 m de sable de diamètre effectif 1,2 mm n'existe donc pas. En suivant les mêmes raisonnements décrits précédemment dans le cas de filtration sur du sable de diamètre effectif 1 mm (section 3.1.1.1.3), on conclut qu'il faut augmenter la hauteur du sable à des valeurs supérieures à 1 m pour résoudre ce problème. D'après Kawamura, l'épaisseur du sable doit vérifier un rapport de L/d égale à 1250 (Cleasby et al.,1999).

3.1.1.1.5 Conclusions sur les essais de filtration sur 1 m de hauteur de sable

Il est possible de déterminer les concentrations d'alun optimales à appliquer lorsque des sables de diamètres effectifs 0,4 mm et 0,8 mm sont utilisés. Mais, il est difficile de les choisir lorsque du sable de 1,0 mm ou 1,2 mm de diamètre effectif est utilisé. Et ce, malgré que l'usine pilote est l'outil qui simule le mieux les conditions réelles de la

chaîne de traitement de l'eau potable et de ce fait l'outil le plus convenable pour la détermination du conditionnement chimique optimal. La fin des cycles de filtration sur ces derniers sables est déterminée par une percée de turbidité dans les différentes conditions du prétraitement chimique testées. Au moment où débute la percée de la turbidité, une percée du nombre des particules s'est aussi observée, ce qui a fait augmenter leurs valeurs moyennes à l'effluent.

Une valeur seuil du rapport hauteur de matériau sur le diamètre effectif (L/d) de 1250 doit être fixée en deçà de la quelle la détermination de la concentration d'alun est difficile.

Pour la suite, nous avons utilisé une même valeur du rapport hauteur du matériau filtrant sur le diamètre effectif (L/d) de 1250 pour toutes les granulométries testées.

3.1.1.2 Essais de filtration sur une hauteur de sable vérifiant un rapport L/d de 1250

3.1.1.2.1 Filtration sur des sables de diamètres effectifs 0,4 mm et 0,8 mm

Les essais de filtration ont été réalisés sur des hauteurs de 50 cm et de 1m de sable de diamètre effectif 0,4 mm et 0,8 mm respectivement. Les figures 1 et 2 (Annexe 1) montrent la variation de leurs paramètres de performance de la filtration respectifs en fonction de la concentration d'alun.

La même démarche que dans les cas précédents a été suivie pour déterminer la dose d'alun optimale. La valeur qui satisfait le mieux les paramètres de performance est choisie comme la dose optimale. La concentration d'alun de 7 mg/l est la dose

optimale pour les cas de filtration sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm. La concentration d'alun de 8,75 mg/l est retenue comme dose optimale d'alun pour les cas de filtration sur du sable de diamètre effectif 0,8 mm.

3.1.1.2.2 Filtration sur du sable de diamètre effectif 1 mm

Les résultats des essais de filtration sur une hauteur de 1,25 m de sable de diamètre effectif 1mm sont présentés dans la figure 3.5. Sur cette figure, nous remarquons que la productivité par jour est quasiment constante. La variation de la turbidité moyenne permet de constater que cette configuration d'essais donne une eau de bonne qualité (figure 3.5).

La fin des cycles de filtration est causée par l'atteinte de la perte de charge maximale admissible. L'augmentation de la hauteur du sable de 0,25 cm a permis d'éliminer la percée de la turbidité et d'obtenir des valeurs moyennes de turbidité moindres. Les baisses de la turbidité sont très faibles lorsque la dose d'alun est augmentée au delà de 10 mg/l (figure 3.5). Nous considérons donc cette dernière valeur comme la concentration optimale d'alun pour cette configuration.

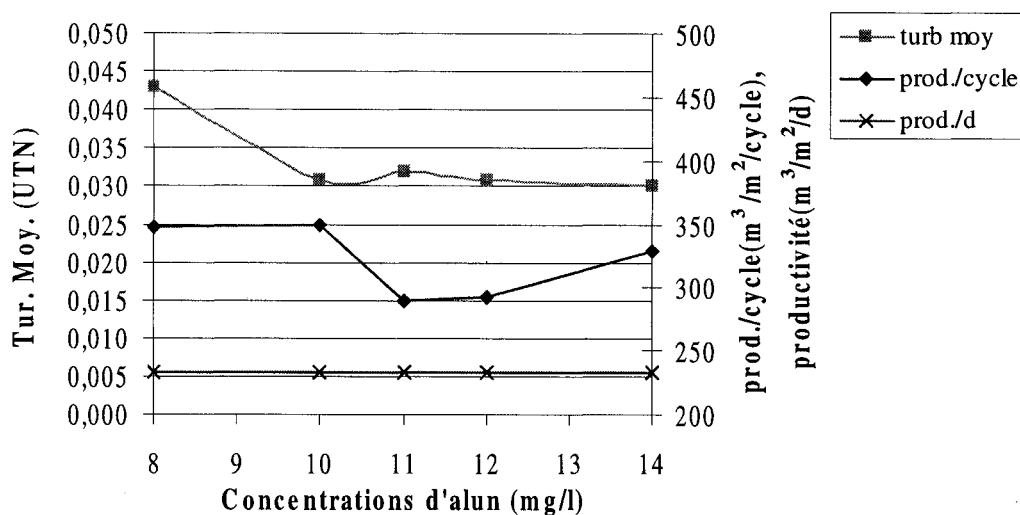


Figure 3.5 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 1 mm, hmat: 1,25m, sub.: 2,5 m, V_f : 10m/h)

3.1.1.2.3 Filtration sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm

La figure 3.6 présente les paramètres de performance de la filtration directe sur une hauteur de 1,5 m de sable en fonction de la concentration d'alun. Dans tous les cas de prétraitement, la turbidité minimale atteinte au cours des cycles de filtration est égale à 0,03 UTN. Il n'était pas possible de suivre le compte des particules pour ces essais de filtration faute des compteurs de particules. Mais, l'évolution de la turbidité moyenne nous a permis de déterminer la dose optimale d'alun.

Sur la figure 3.6, il ressort que la concentration d'alun de 8 mg/l correspond à la dose optimale d'alun dans ce cas de figure. À cette concentration, la turbidité moyenne de l'eau filtrée est minimale et est d'environ 0,04 UTN. La fin du cycle de filtration est causée par l'apparition de pressions négatives juste avant d'atteindre la perte de charge totale maximale admissible, contrairement aux cycles de filtration avec les concentrations d'alun supérieures à 8 mg/l où la fin du cycle a été causée par une

percée de turbidité. C'est cette percée de turbidité qui a fait augmenter la turbidité moyenne.

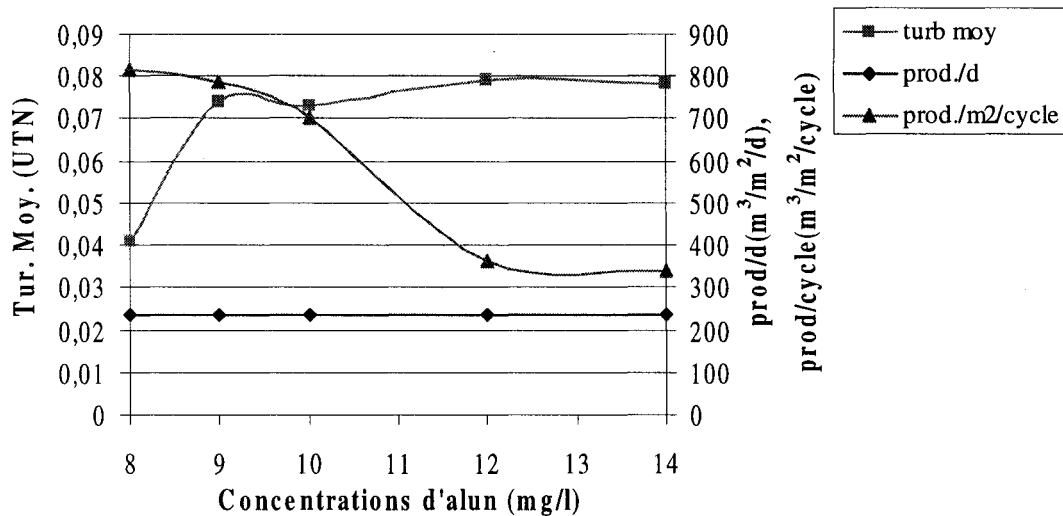


Figure 3.6 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la dose d'alun (D.E: 1,2 mm, hmat: 1,5m, sub.: 3,0 m, V_f : 10m/h)

L'apparition de la percée de turbidité pour les concentrations d'alun supérieure à 8 mg/l montre une différence de fonctionnement du filtre entre les différentes conditions du prétraitement. L'augmentation de la concentration d'alun fait augmenter la taille des floes (section 3.4.2) et fait diminuer leurs densités en conséquence (Boadway ,1978). De manière analogue, il a été noté que l'accumulation du nombre des particules dans les pores du matériau filtrant forme des agrégats de particules de plus en plus poreux et lâches (Boller et al.,1995). L'augmentation des forces de cisaillement suite à la diminution des volumes des pores du matériau filtrant engendre la rupture de leurs liaisons et les particules se retrouvent ensuite dans l'effluent.

3.1.1.3 Conclusions sur les essais de filtration sur l'usine pilote

Les essais de filtration directe sur du sable, en conservant un facteur constant du rapport hauteur du matériau sur diamètre effectif (L/d) à 1250, nous ont permis de déterminer le conditionnement chimique optimal correspondant à chaque cas de figure. Les variations des paramètres de performance de la filtration montrent des tendances claires permettant de trancher sur la dose optimale d'alun qu'il faut appliquer pour chaque design des filtres.

Ces conditionnements chimiques optimaux (tableau 3.4) vont servir comme références pour les essais de filtration ultérieurs. Il s'agira de trouver le moyen, autre que le pilote, le plus convenable à déterminer les mêmes concentrations optimales d'alun avec des temps d'essais moindres .

Tableau 3.4 : Conditionnements chimiques optimaux correspondants à chaque design des filtres ($L/d = 1250$)

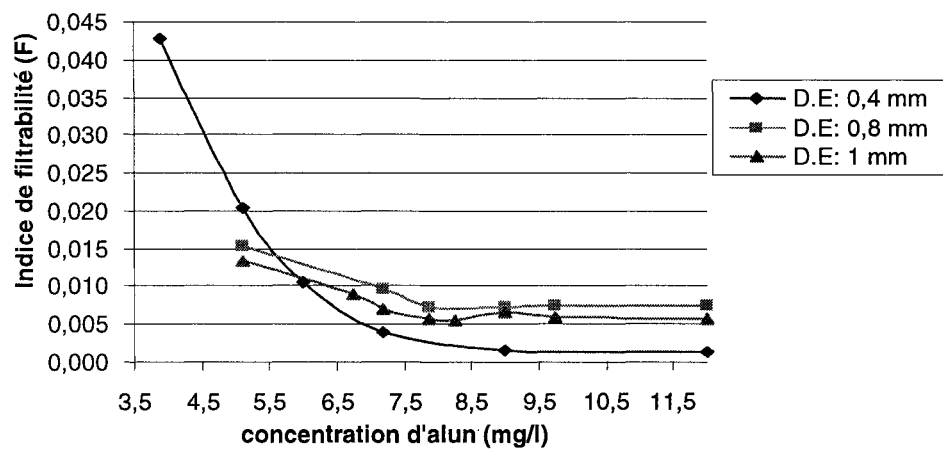
Diamètre Effectif (mm)	0,4	0,8	1,0	1,2
Hauteurs (cm)	50	100	125	150
Concentrations d'alun optimales (mg/l) (+/- 0,25)	7	8,75	9,75	8

3.1.2 Filtrabilité de Ives

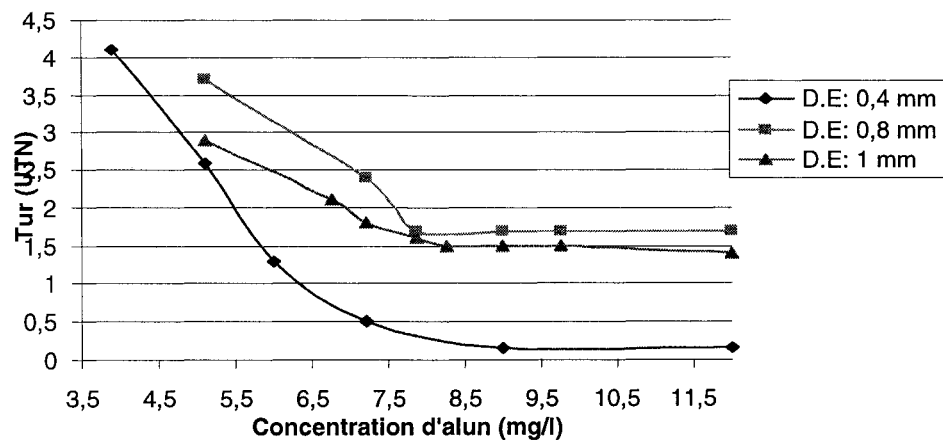
La figure 3.7 présente la variation de l'indice de filtrabilité de Ives (F) en fonction de la concentration d'alun appliquée pour les filtrations des sables de diamètre effectif 0,4 mm, 0,8 mm et 1 mm. L'épaisseur du sable est de 4 cm.

On observe une diminution de l'indice de filtrabilité en fonction de l'augmentation de la dose d'alun (3.7-a). Pour une granulométrie donnée, la perte de charge demeure

quasiment constante. La durée de la filtration est tellement faible dû au faible volume filtré que la perte de charge totale correspond à la perte de charge initiale du filtre. De plus, la vitesse de filtration est maintenue constante à 10 m/h. C'est pourquoi, pour une configuration donnée, l'indice de Ives est directement lié à la turbidité de l'eau filtrée qui dépend de la concentration d'alun appliquée (figure 3.7-b). Une diminution de la turbidité à l'effluent en fonction de la concentration d'alun est aussi notée.



(a)



(b)

Figure 3.7: Variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité à l'eau filtrée (b) en fonction de la concentration d'alun : $V_f = 10$ m/h

D'après Ives (1978), la dose optimale du produit chimique correspond à celle qui présente l'indice de filtrabilité le plus faible. Dans notre cas, l'indice de filtrabilité diminue en fonction de l'augmentation de la dose d'alun ce qui laisse croire que la dose optimale serait une concentration supérieure à 12 mg/l (concentration maximale utilisée) (Annexe 5). C'est pourquoi, on a modifié la définition de la dose optimale pour ce projet. On la définit comme étant la dose à partir de laquelle l'indice de filtrabilité présente peu d'amélioration avec un taux de variation inférieur ou égal à 0,2 %.

D'après la figure 3.7-a , nous pouvons conclure que les concentrations d'alun optimales correspondant aux cas d'utilisation du sable de diamètre effectif 0,4 mm, 0,8 mm et 1 mm sont d'environ 7,2 mg/l, 8 mg/l et 7,5 mg/l respectivement. En comparant avec les résultats de l'usine pilote, le module de filtrabilité de Ives permet donc de déterminer la concentration optimale d'alun lorsque des sables de diamètres effectifs 0,4 mm (3.1.1.2.1) et 0,8 mm (3.1.1.1.2) sont utilisés.

3.1.3 Filtrabilité membranaire

3.1.3.1 Comparaison de la filtrabilité membranaire sur du Wattman 40 et sur des filtres en nitrocellulose de 8 µm de taille de pores

L'évolution de la turbidité moyenne de l'eau filtrée et du temps de filtration de l'eau sur des filtres Wattman 40 en fonction de la concentration d'alun est présentée sur la figure 3.8. Malgré que la filtration membranaire sur des filtres Wattman 40 soit la méthode la plus utilisée pour déterminer la dose optimale des produits chimiques, ces deux paramètres ne présentent pas de tendance claire.

La dose optimale d'alun est celle qui correspond à la turbidité moyenne minimale avec un temps de filtration faible (Dentel et al.,1989). Pour satisfaire les critères du temps de filtration, une concentration d'alun comprise entre 7 mg/l et 9 mg/l devrait être choisie pour dose optimale. Mais en considérant l'évolution de la turbidité moyenne, la dose optimale d'alun est soit 10,5 mg/l, soit 14,25 mg/l. L'augmentation de la concentration d'alun à 14,25 mg/l a engendré une augmentation du temps de filtration, l'indication d'une augmentation des pertes de charges développées dans le matériau filtrant, ce qui est indésirable. À priori et pour satisfaire la qualité de l'eau filtrée, la dose optimale d'alun est d'environ 10,5 mg/l vu que la turbidité moyenne de l'eau filtrée est minimale. Le temps de filtration n'est donc pas un bon critère.

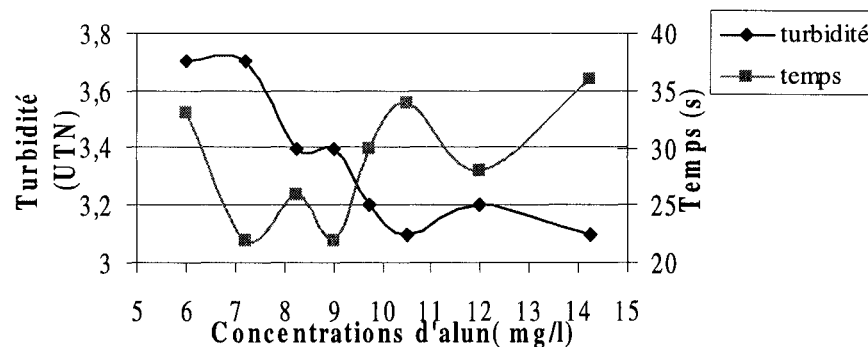


Figure 3.8 : Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (Wattman 40; V_{fil} : 300 ml)

Dans les mêmes conditions d'essais, la filtration sur des filtres millipores en nitrocellulose ayant des tailles de pores de 8 μm nous a permis de déterminer la concentration d'alun optimale plus aisément (figure 3.9). Cette dernière correspond à la dose d'alun ou on observe des faibles améliorations de la turbidité moyenne de l'eau filtrée. Elle correspond aussi à la concentration d'alun qui représente le point d'inflexion de la courbe de variation du temps de filtration. D'après la figure 3.9, la dose optimale d'alun est comprise entre 10 mg/l et 10,5 mg/l selon ces deux critères de choix.

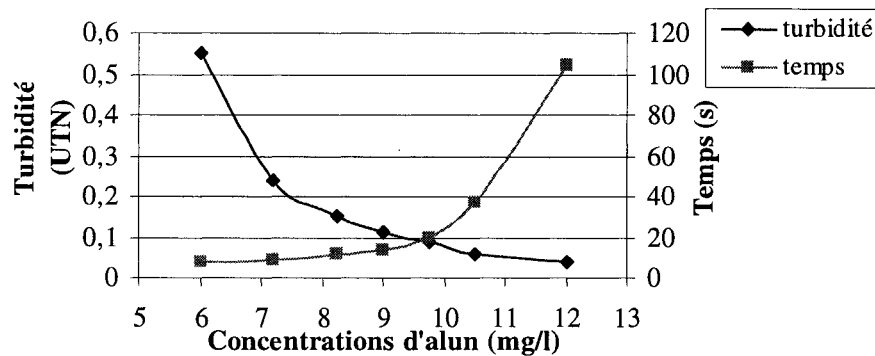


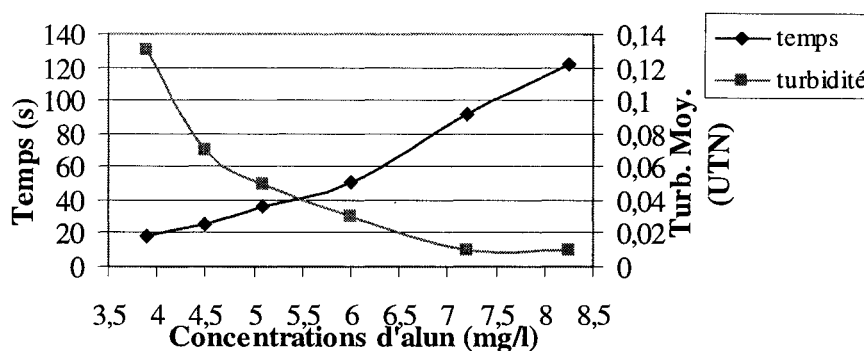
Figure 3.9: Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (Filtre en nitrocellulose: 8 μm ; V_{fil} : 300 ml)

Nous concluons donc que la filtration membranaire sur les deux types de filtres permet de déterminer une dose optimale d'alun. Mais, il est plus facile de trouver la dose optimale d'alun en utilisant la filtration membranaire sur des filtres millipores en nitrocellulose de 8 μm de taille de pores car le temps de filtration et la turbidité moyenne suivent des tendances bien précises.

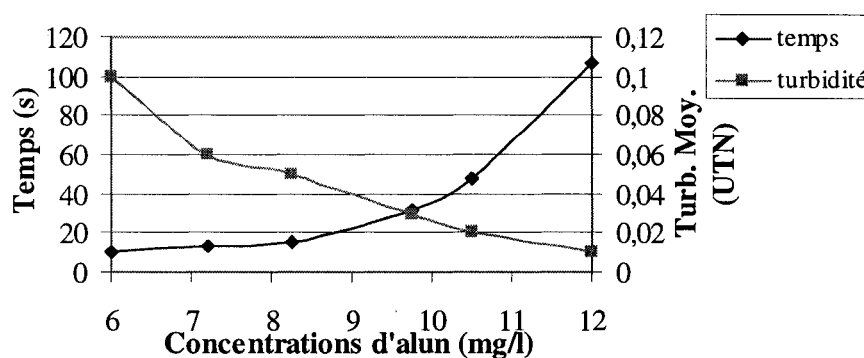
3.1.3.2 Détermination des conditionnements chimiques optimaux

Des essais de filtrations d'eau ont été réalisés sur le dispositif de la filtrabilité membranaire en utilisant des filtres en nitrocellulose de différentes tailles de pores. Les figures 3.10 -a, -b et -c présentent les temps de filtration de 300 ml d'eau à travers les filtres millipores ayant des tailles de pores de 0,8 μm , de 3 μm et de 5 μm et les turbidités moyennes de l'eau filtrée. Les résultats de filtration sur les filtres ayant des tailles de pores de 0,45 μm , 1,2 μm et 8 μm sont présentés en annexe 2.

Selon cette méthode, la dose optimale d'alun est définie comme étant la concentration d'alun au delà de laquelle l'ajout d'alun induit peu d'améliorations de la turbidité moyenne de l'eau filtrée. En considérant la variation du temps de filtration, elle correspond à la concentration d'alun où on observe un changement de la pente de la courbe de variation du temps de filtration en fonction de la concentration d'alun (le point d'inflexion de la courbe).



(a) filtre : 0,8 μ m



(b) filtre : 3,0 μ m

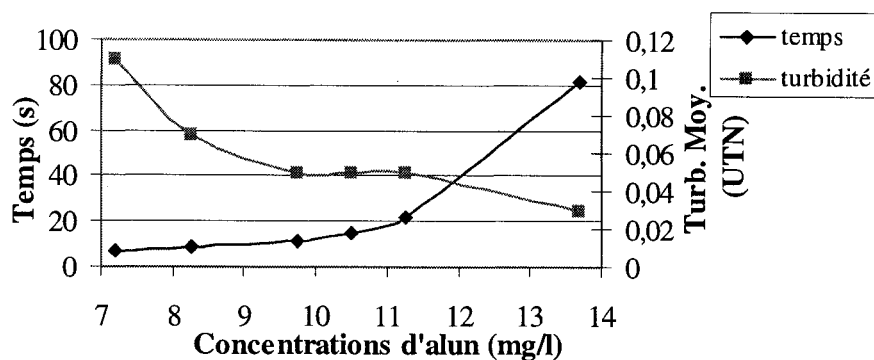
(c) filtre : 5,0 μ m

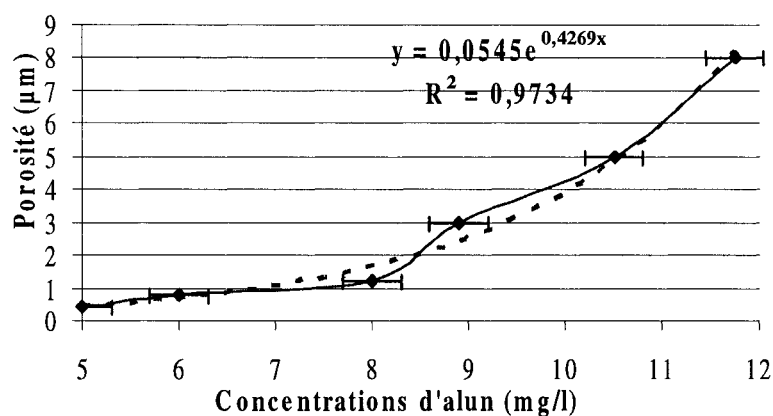
Figure 3.10: Variations des temps de filtration et des turbidités moyennes de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun sur différents filtres millipores (V_{fil} : 300 ml) (suite)

D'après la figure 3.10, il ressort que les conditionnements chimiques optimaux présentent des faibles variations selon qu'on se fie à la définition de la dose optimale d'alun en considérant la variation du temps de filtration ou de la turbidité moyenne de l'eau filtrée. Le tableau 3.5 résume ces derniers et montre que des variations de 18 %, 6 % et 7 % des concentrations optimales d'alun, correspondant aux filtres ayant des tailles de pores respectifs de 0,8 μ m, 3 μ m et 5 μ m, sont trouvées selon les deux méthodes.

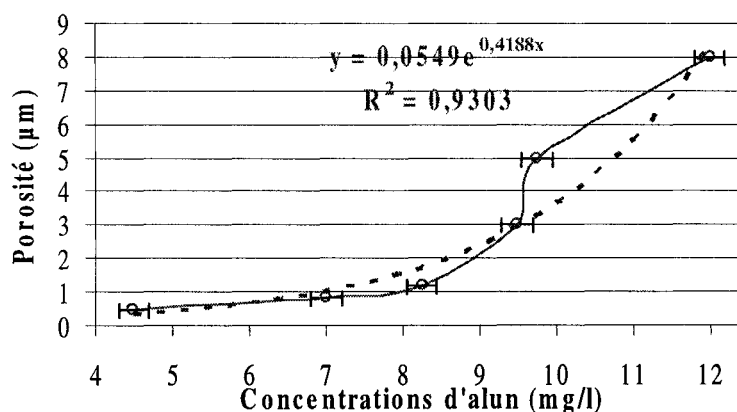
Tableau 3.5: Conditionnements chimiques optimaux correspondants aux différents filtres Millipores (V_{fil} : 300ml)

Porosité des filtres (μ m)	Concentrations d'alun optimales (mg/l)	
	Selon la variation du temps de filtration (+/- 0,3)	Selon la variation de la turbidité moyenne de l'eau filtrée (+/- 0,2)
0,8	6	7
3	8,9	9,5
5	10,5	9,75

En considérant les résultats des essais de filtration sur les filtres millipores de tailles de pores 0,45 μm , 1,2 μm et 8 μm (Tableau 1, Annexe 2), nous avons pu tracer la courbe de tendance de la concentration d'alun optimale en fonction de la porosité des filtres (figure 3.11). Indépendamment de la définition de la dose optimale d'alun considérée, les deux variables varient en parallèle selon une équation exponentielle.



(a)



(b)

—◆— Selon le temps de filtration —○— Selon la turbidité moyenne

Figure 3.11: Variation de la concentration d'alun optimale en fonction de la porosité des filtres

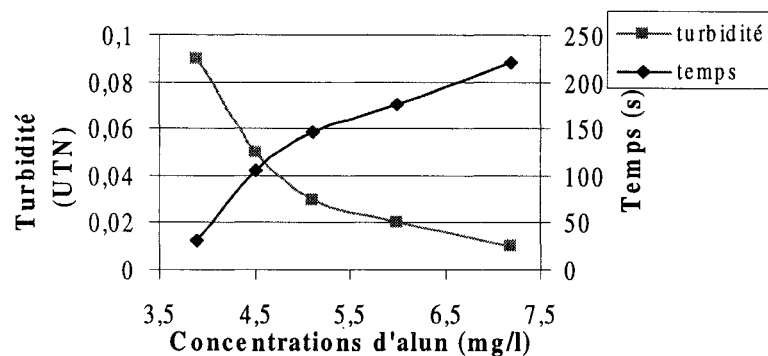
Les deux courbes de tendance de la variation de la porosité des filtres en fonction de la concentration d'alun ont sensiblement la même allure et de ce fait, ils donnent des résultats quasiment égaux (tableau 2, annexe 2). Malgré que les deux tendances aboutissent aux mêmes résultats, il faut considérer les deux paramètres pour la précision du choix.

Selon les deux courbes de tendance de la variation de la porosité des filtres en fonction de la concentration d'alun, il ressort que la filtration membranaire sur les filtres millipores en nitrocellulose ayant des tailles de pores de 1,2 μm , 3 μm et 5 μm permet de déterminer les concentrations d'alun optimales correspondants aux filtrations directes sur du sable de diamètres effectifs respectifs 0,4 mm, 0,8 mm et 1,0 mm trouvées précédemment sur l'usine pilote (section 3.1.1.2).

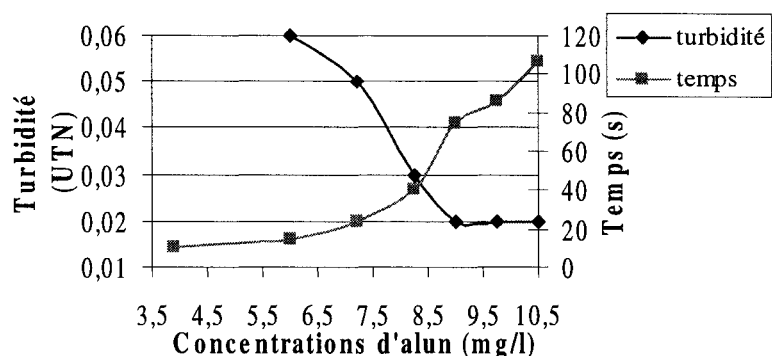
3.1.3.3 Validation des résultats trouvés avec une qualité d'eau brute différente

La dose optimale d'alun varie en fonction de la qualité de l'eau brute (eau du réseau plus Kaolin). L'eau du réseau connaît des variations de qualité en terme de turbidité et de compte de particules selon les saisons et après chaque renversement (Annexe 5). La dose optimale d'alun change donc en conséquence. Afin de valider les résultats précédentes (section 3.1.3.2), nous avons fait le chemin inverse. En premier lieu, des essais de filtrabilité membranaire sur des filtres ayant des pores de 0,8 μm et 3 μm ont permis de déterminer les conditionnements chimiques optimaux correspondants. En deuxième lieu, nous avons testé les concentrations d'alun optimales trouvées, avec une marge de 0,5 mg/l, sur l'usine pilote.

La figure 3.12 présente les variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne à l'effluent résultant des essais de la filtration membranaire sur des filtres de tailles de pores 0,8 μm et 3 μm . D'après cette figure, il ressort que les concentrations optimales d'alun correspondant à ces derniers sont 6,5 mg/l et 8,5 mg/l respectivement.



(a) filtre 0,8 μm

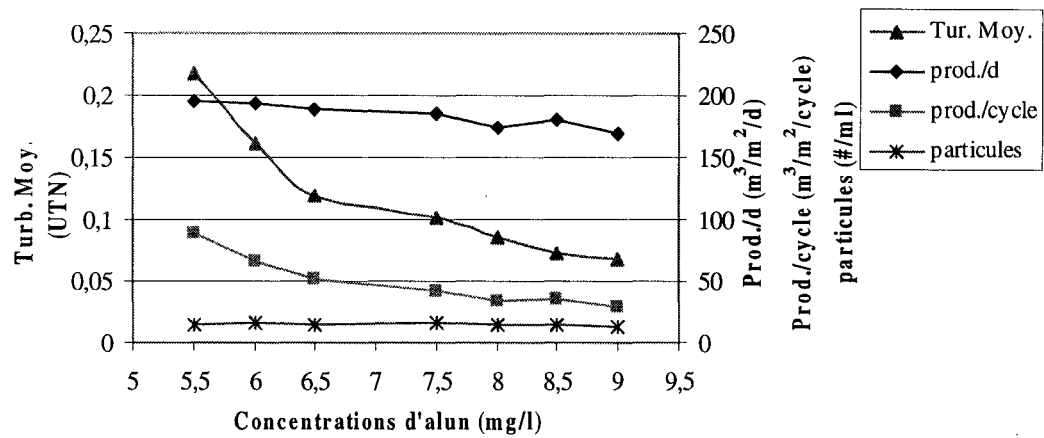


(b) filtre 3 μm

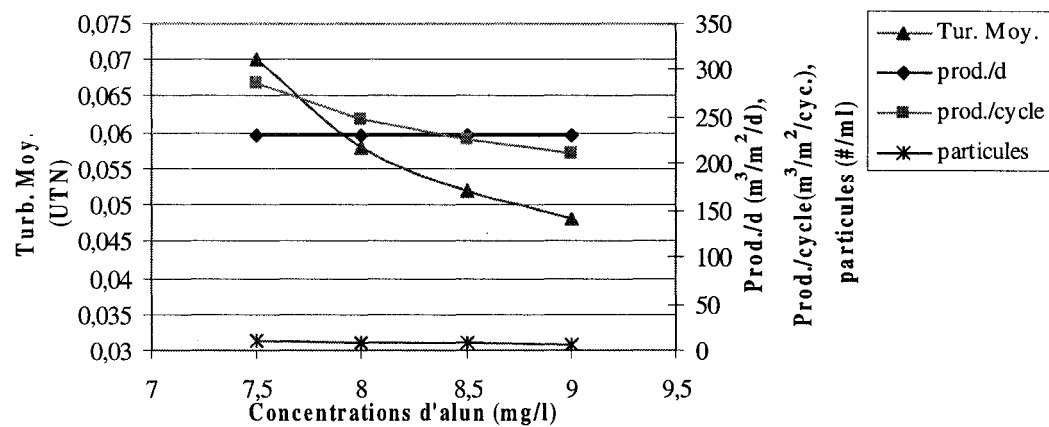
Figure 3.12: Variations du temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (V_{fil} : 300 ml)

Les résultats de la filtration directe sur du sable de diamètres effectifs 0,4 mm et 0,8 mm, en utilisant des concentrations d'alun proches des concentrations optimales, sur les filtres millipores sont présentés dans la figure 3.13. La figure 3.13 -a montre que la concentration d'alun de 6,5 mg/l correspond à la dose optimale d'alun pour une

filtration directe performante sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm. D'après la figure 3.13-b, la concentration d'alun optimale est d'environ 8,5 mg/l pour une filtration directe performante sur le sable de diamètre effectif 0,8 mm.



(a) sable de diamètre effectif 0,4 mm



(b) sable de diamètre effectif 0,8 mm

Figure 3.13 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la concentration d'alun

Nous pouvons donc confirmer que la filtration membranaire sur des filtres millipores en nitrocellulose ayant des tailles de pores de 0,8 μm et de 3 μm permet de déterminer les doses optimales d'alun pour la filtration directe sur du sable de diamètres effectifs 0,4 mm et 0,8 mm indépendamment de la qualité de l'eau brute.

3.1.4 Conclusions sur les méthodes de détermination du conditionnement chimique optimal

La détermination du conditionnement chimique optimal qu'il faut appliquer en usine pilote dans le cas d'une filtration directe sur du sable n'a été possible qu'en maintenant le rapport hauteur du matériau sur diamètre effectif (L/d) à une valeur constante de 1250. Pour des valeurs inférieures d'épaisseur de sable, l'eau filtrée n'a pas respecté les critères de performance de la filtration directe surtout dans le cas d'utilisation des sables ayant des diamètres effectifs de 1mm et de 1,2mm.

La filtration membranaire sur des filtres millipores en nitrocellulose et le module de filtrabilité de Ives ont permis de déterminer les concentrations d'alun optimales correspondant à certaines configurations. Le tableau 3.6 résume les résultats pertinents trouvés à l'aide de l'usine pilote et de la filtrabilité membranaire. Le module de filtrabilité de Ives avec une hauteur de 4 cm des sables ayant des diamètres effectifs de 0,4 mm et de 0,8 mm permet de déterminer les doses optimales d'alun respectives.

Tableau 3.6 : Correspondances entre les résultats de l'usine pilote et la filtrabilité membranaire

Selon l'usine pilote (L/d=1250)		Selon la filtration membranaire	
Granulométrie du sable (mm)	Concentrations optimales d'alun (mg/l) (+/-0,25)	Porosité des filtres (µm)	Concentrations optimales d'alun (mg/l) (+/- 0,3)
0,4	7	0,8	7
0,8	8,75	3,0	9
1,0	9,75	5,0	10,5
1,2	8	1,2	8

La filtration membranaire sur un filtre Wattman 40 donne les mêmes résultats que la filtration sur les filtres millipores en nitrocellulose de diamètre 8 µm. Dans la gamme des granulométries testées sur le pilote, la filtration membranaire sur ces deux types de filtres ne permet de déterminer la dose optimale d'alun d'aucune des configurations de filtre testées. Nous concluons donc que la filtration membranaire sur du papier filtre Wattman 40 n'est pas un outil fiable pour la détermination de la dose optimale d'alun pour les sables de diamètres effectifs 0,4 mm, 0,8 mm, 1 mm et 1,2 mm contrairement à ce qui cité dans la littérature.

3.2 Impact de la configuration des filtres sur la dose optimale d'alun

Dans cette partie, nous étudions l'influence de l'épaisseur et de la granulométrie du sable sur le conditionnement chimique optimal. Cette section est subdivisée en trois grandes parties. La première partie présente l'étude des effets de la période d'essais sur la dose optimale d'alun. Les essais de filtration sur l'usine pilote ont été réalisés tout au long de l'année. Le Québec connaît deux renversements, un à l'automne et un au

printemps. Entre ces deux évènements, la qualité de l'eau du réseau en terme de turbidité et de comptes de particules est quasiment constante. Elle diffère cependant d'une période à l'autre (annexe 6). La deuxième partie présente l'étude des effets de l'épaisseur du sable à partir des résultats des essais de filtration sur l'usine pilote en premier lieu et sur le module de filtrabilité de Ives modifié en deuxième lieu. La dernière partie présente les résultats de l'étude des effets de la granulométrie du sable sur la dose optimale d'alun.

3.2.1 Effets de la qualité de l'eau de réseau sur la dose optimale d'alun

L'étude des effets de la qualité de l'eau sur la dose optimale d'alun a été réalisée sur le pilote en considérant une hauteur de 1m de sable de diamètre effectif 0,8 mm. Une première série d'essais a été réalisée entre février et mars 2002 alors que la deuxième série d'essais a pris place pendant les mois de juin et de juillet 2002. La turbidité moyenne est d'environ 0,16 UTN pendant la période hivernale alors qu'elle baisse à 0,08 UTN pendant la période estivale. En hiver, le compte des particules moyen est d'environ 60 particules/ml alors qu'en été, il se rapproche de 16 particules/ml (Annexe 6). Toutefois, l'eau brute reconstituée garde une qualité constante, c'est à dire, une turbidité moyenne de 5 UTN et un compte de particules d'environ 15000 particules/ml. La nature et la composition des particules présentes dans l'eau du réseau sont probablement les paramètres qui différencient les deux périodes d'essais.

La figure III.14 présente l'évolution de la turbidité moyenne et le nombre des particules de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun trouvés durant les deux périodes d'essais. En considérant la même période d'essais, l'évolution des paramètres de performance permet de déterminer la concentration optimale d'alun (figure 3.14).

En hiver, la concentration d'alun d'environ 8 mg/l est la dose optimale d'alun vu qu'au delà de cette dose la turbidité moyenne présentent peu d'amélioration (pente < 2%) et le compte des particules est faible. Alors qu'en été, une concentration d'alun plutôt de 8,5 mg/l est la dose optimale d'alun vu qu'à cette concentration, la turbidité moyenne de l'eau filtrée et le nombre des particules atteignent leurs valeurs minimales.

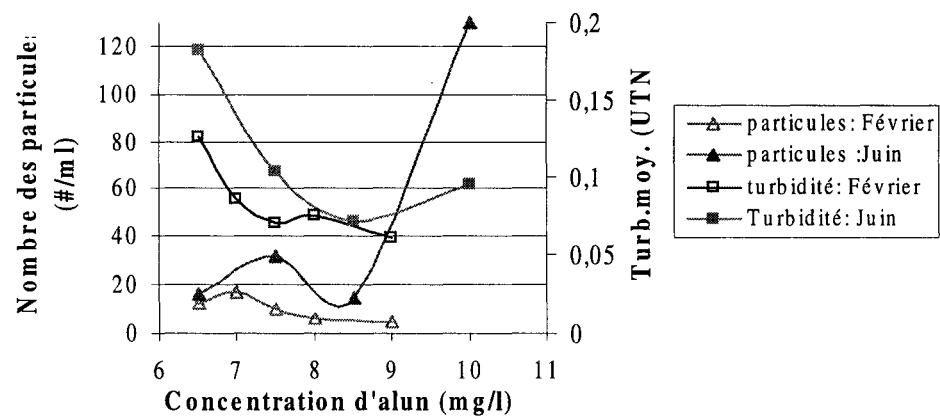


Figure 3.14: Variations de la turbidité et du compte des particules de l'eau filtrée selon les périodes des essais (D.E: 0,8 mm; hmat: 1 m; sub.: 2 m)

Une différence de concentration de 0,5 mg/l existe donc entre les doses optimales d'alun entre deux périodes d'essais différentes. En été, la dose optimale d'alun est plus élevée que celle de l'hiver.

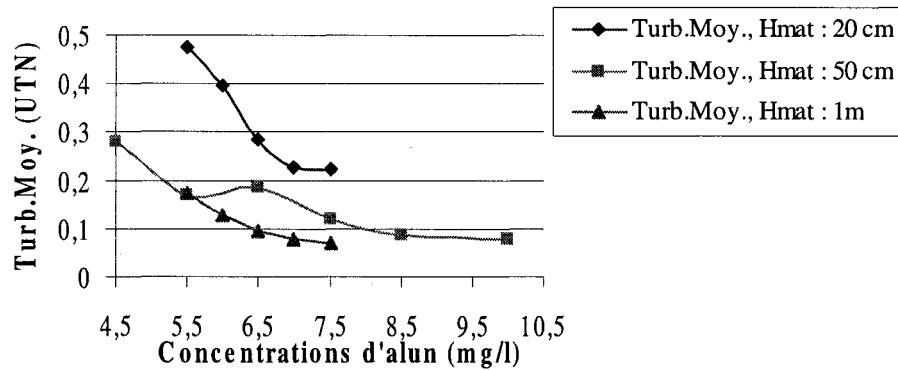
3.2.2 Impact de l'épaisseur du sable sur la dose optimale d'alun

3.2.2.1 Usine pilote

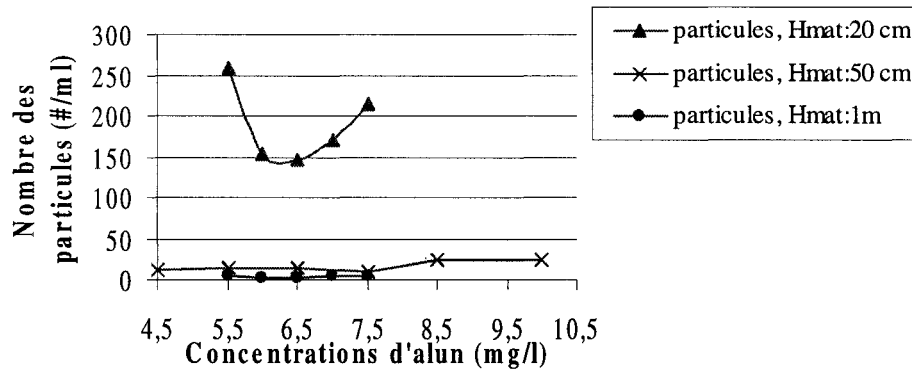
Dans cette section, nous présentons seulement les paramètres de performance de la filtration qui ont permis de choisir le conditionnement chimique optimal pour alléger les figures. L'ensemble des paramètres est présenté en annexe 4.

La figure 3.15 présente les turbidités moyennes et les comptes des particules des eaux filtrées sur les différentes hauteurs de sables de diamètre effectif 0,4 mm. Une concentration d'alun d'environ 7 mg/l est la dose optimale d'alun qu'on devait appliquer en coagulation pour une filtration directe performante sur les hauteurs de 20 cm et 1 m (figure 3.15-a). La figure 3.15-b confirme ce choix vu qu'à 6,5 mg/l d'alun, le compte de particules atteint une valeur minimale. Pour la hauteur de sable de 50 cm, la courbe de la turbidité moyenne en fonction de la concentration d'alun (figure 3.15-a) montre que la dose optimale d'alun est plutôt de 7,5 mg/l. Le compte des particules est quasiment constant dans toutes les conditions du prétraitement chimique. Il importe, toutefois, de rappeler que les essais de filtration sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm avec les différentes hauteurs ont été réalisés dans des périodes différentes de l'année: 1- Sur une hauteur de 20 cm et de 1 m: Février 2002; 2- Sur une hauteur de 50 cm: Juin – Juillet 2002

Nous avons montré que la concentration optimale peut varier d'environ 0,5 mg/l en fonction des périodes d'essais (section 3.2.1). La concentration optimale d'alun est plus élevée en été qu'en hiver. Nous pouvons donc supposer que la concentration optimale d'alun (filtration sur 50 cm de hauteur de sable) serait à 7 mg/l si les essais avaient été réalisés en hiver comme c'est le cas pour les autres configurations.



(a)



(b)

Figure 3.15: Variation de la turbidité et des comptes des particules en fonction de la hauteur du sable (D.E : 0,4mm)

La dose optimale d'alun, qu'on définit comme étant la dose d'alun au delà de laquelle la qualité de l'eau filtrée est quasiment constante (pente < 2%), paraît donc indépendante de la hauteur du sable utilisée ici. Cette conclusion est aussi confirmée par les résultats des essais de filtration sur du sable de diamètre effectif 1 mm présentés dans la figure 3 (Annexe1).

Par ailleurs, les résultats des essais de filtration sur du sable de diamètre effectif 1,2 mm n'ont pas conduit à la même conclusion. La concentration optimale d'alun pour les essais de filtration sur une hauteur de 1m de sable de diamètre effectif 1,2 mm est

d'environ 9 mg/l alors qu'elle est de 8 mg/l pour une hauteur de 1,5 m (figure 3.16). Cette différence de résultat est, à priori, due au changement du critère de contrôle de la fin du cycle de filtration. En effet, dans ce dernier cas, le cycle de filtration est terminé par l'atteinte de la perte de charge admissible. Dans toutes les autres conditions, la fin des cycles de filtration s'est manifestée par une percée de turbidité faisant augmenter la turbidité moyenne de l'eau filtrée.

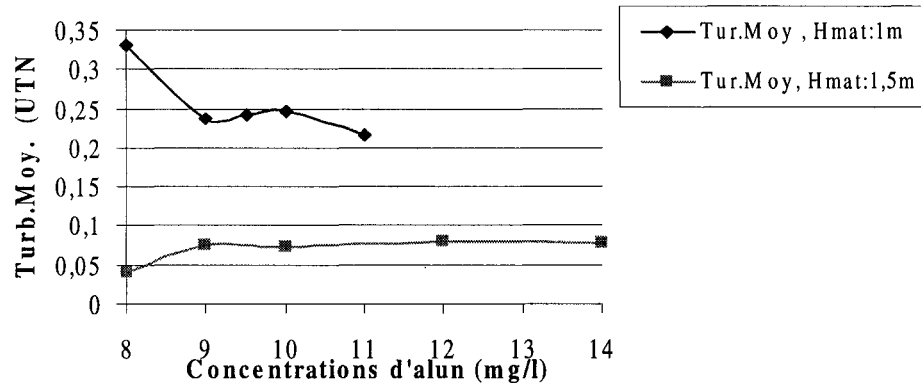


Figure 3.16: Variations de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction du prétraitement chimique à différentes configurations des filtres (D.E: 1,2 mm)

Pour les sables de diamètre effectif inférieur et égal à 1 mm, la dose optimale d'alun ne dépend donc pas de la hauteur du sable utilisée. La détermination du conditionnement chimique optimal est ainsi possible en utilisant des faibles hauteurs et ce, en considérant les tendances de variation des paramètres de performances des filtres sans se fier à leurs ordres de grandeurs. Il serait donc possible d'accéder à la décision plus rapidement vu que plus la hauteur du sable est faible, moindre est la durée des cycles de filtration.

3.2.2.2 Module de filtrabilité de Ives

La détermination de la concentration d'alun optimale pour chaque hauteur du matériau filtrant a été réalisée en utilisant le module de filtrabilité de Ives modifié. La figure 3.17 présente l'indice de Ives et la turbidité en fonction de la concentration d'alun pour des épaisseurs de 12 cm, 20 cm et 36 cm de sable de diamètre effectif 0,4mm. Nous notons une diminution de l'indice de Ives et de la turbidité moyenne en fonction de la concentration d'alun. Pour une même hauteur de sable, l'indice de Ives varie peu (taux de variation inférieur à 0,2 %) lorsque la concentration d'alun est supérieure à 7,2 mg/l. C'est pourquoi, cette dose d'alun est considérée optimale pour la filtration directe sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm indépendamment de sa hauteur.

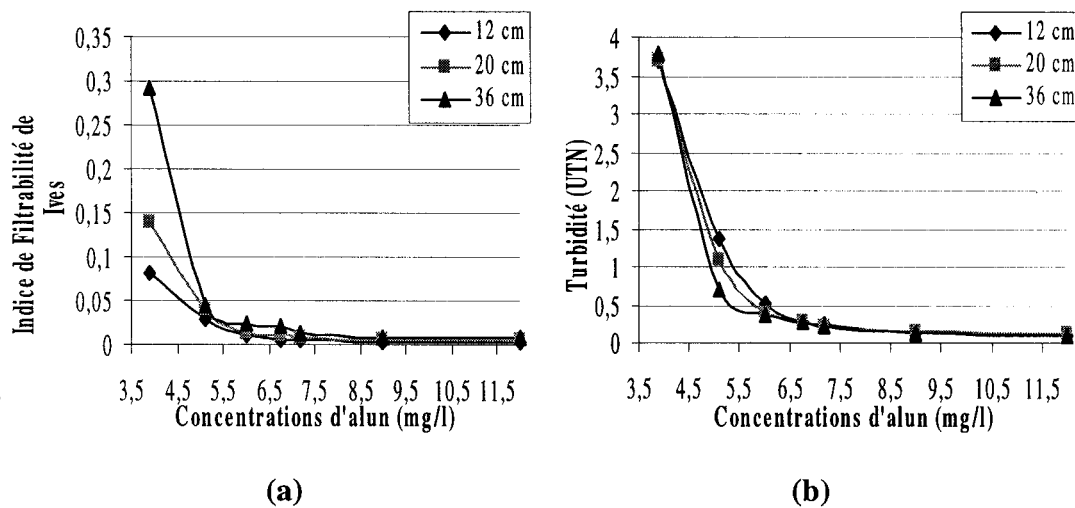


Figure 3.17: Variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité de l'eau filtrée (b) en fonction de la concentration d'alun (D.E: 0,4mm, V_f : 10 m/h)

Les mêmes allures de courbes ont été observées avec le sable de diamètre effectif 0,8 mm (figure 3.18). La concentration optimale d'alun est alors d'environ 8 mg/l.

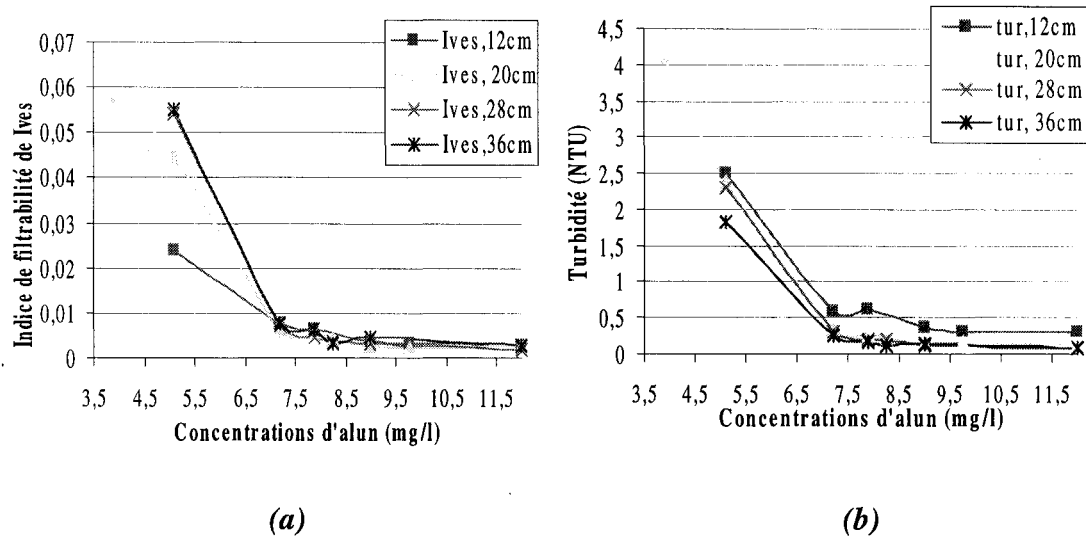


Figure 3.18: variation de l'indice de Ives (a) et de la turbidité (b) en fonction de la dose d'alun (D.E: 0,8 mm, V_f : 10 m/h)

La variation de l'indice de Ives en fonction de la concentration d'alun nous permet donc de déterminer les doses optimales d'alun pour les sables de diamètres effectifs 0,4 mm et 0,8 mm. La dose optimale d'alun est surtout en fonction de la granulométrie du matériau filtrant. La dose la plus élevée correspond au diamètre effectif le plus grand, ce qui est conforme avec les résultats du pilote. Comparativement aux résultats trouvés à l'aide de l'usine pilote, le module de filtrabilité de Ives est donc fiable pour estimer la dose optimale d'alun pour les sables de diamètres effectifs inférieurs à 0,8 mm. Ngo et al (1995) ont aussi montré que l'indice de filtrabilité de Ives conjointement à la taille des floccs sont des bons paramètres de mesure pour optimiser la filtration directe sur du sable de diamètres effectifs 0,68 mm et 1mm.

3.2.3 Effets de la granulométrie du sable sur la dose optimale d'alun

La figure 3.19 présente la concentration optimale d'alun en fonction du diamètre effectif du sable. Une tendance linéaire de la variation de la concentration optimale d'alun est observée. Pour des diamètres effectifs inférieurs à 1 mm, la dose optimale d'alun augmente en fonction de la granulométrie du sable utilisé. Pour des diamètres effectifs supérieurs, la tendance semble être l'inverse.

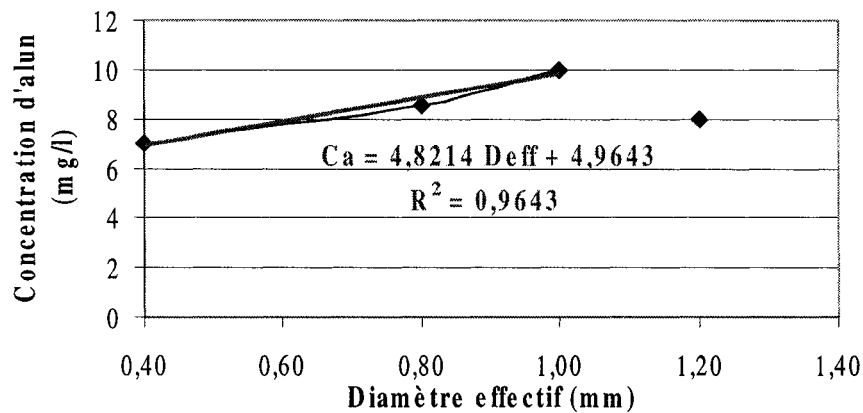


Figure 3.19: Variation du conditionnement chimique optimal en fonction du design des filtres

En considérant la régression linéaire, nous pourrions estimer la dose optimale d'alun pour la filtration directe sur un sable de diamètre effectif donné en connaissant celui correspondant à un autre diamètre effectif de sable (≤ 1 mm). Une telle procédure permet ainsi de diminuer le nombre d'essais sur l'usine pilote.

La figure 3.20 présente la variation de la concentration d'alun optimale en fonction de la porosité des filtres en nitrocellulose (section 3.1.3.2) et du diamètre effectif du sable. Selon cette figure, nous pouvons faire correspondre les porosités des filtres

millipores aux diamètres effectifs du sable. Peu importe la hauteur du sable, il est ainsi possible de déterminer la concentration optimale d'alun de la filtration directe sur un diamètre effectif donnée ($\leq 1\text{mm}$) par la filtrabilité membranaire sur un filtre millipore correspondant.

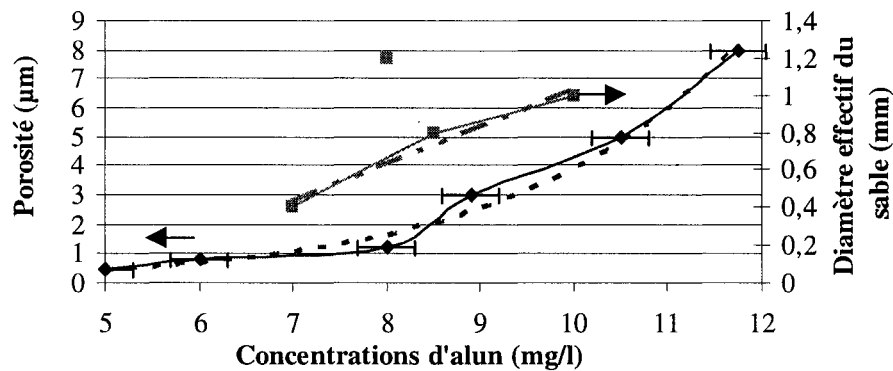


Figure 3.20: Variation du conditionnement chimique optimal en fonction du diamètre effectif du sable et de la porosité des filtres en nitrocellulose

3.3 Effets de la configuration des filtres sur les paramètres de performances de la filtration

Dans cette section, nous présentons les effets de l'épaisseur et de la granulométrie du sable sur les paramètres de performances des filtres. Ce sont la productivité, la turbidité et le compte des particules. Il s'agit alors de déterminer les configurations qui optimisent le mieux ces dernières au sein de la filtration directe. En premier lieu, nous présentons l'impact de la qualité de l'eau du réseau sur ces paramètres de performances. Ceci permettra ensuite d'analyser les effets de la configuration des filtres sur ces derniers.

3.3.1 Effets de la qualité de l'eau de réseau sur les paramètres de performances des filtres

L'étude des effets de la qualité de l'eau sur les paramètres de performance de la filtration a été réalisée sur le pilote en considérant une hauteur de 1m de sable de diamètre effectif 0,8 mm. Une première série d'essais a été réalisée entre février et mars 2002 alors que la deuxième série d'essais a pris place pendant les mois de juin et de juillet 2002. En hiver, la turbidité moyenne est d'environ 0,16 UTN alors qu'elle est de 0,08 UTN en été. En hiver, le compte des particules moyen est d'environ 60 particules/ml alors qu'en été, il est d'environ 16 particules/ml (Annexe 6).

La figure 3.21 présente l'évolution de la productivité par cycle et par jour en fonction de la période d'essais. Il ressort que la productivité par jour correspondant à chaque période d'essais est quasiment constante. Alors que la productivité par cycle est plus élevée en été. Elle est directement liée aux durées des cycles de filtration qui sont plus élevées en été (tableau 3.7).

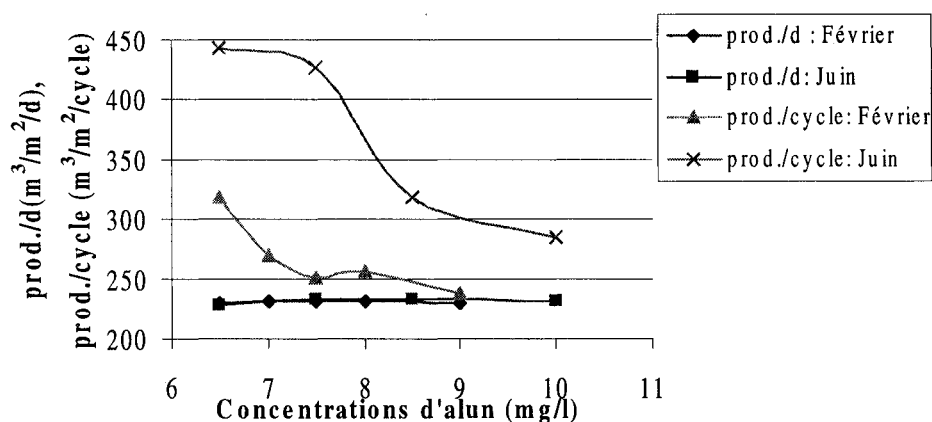


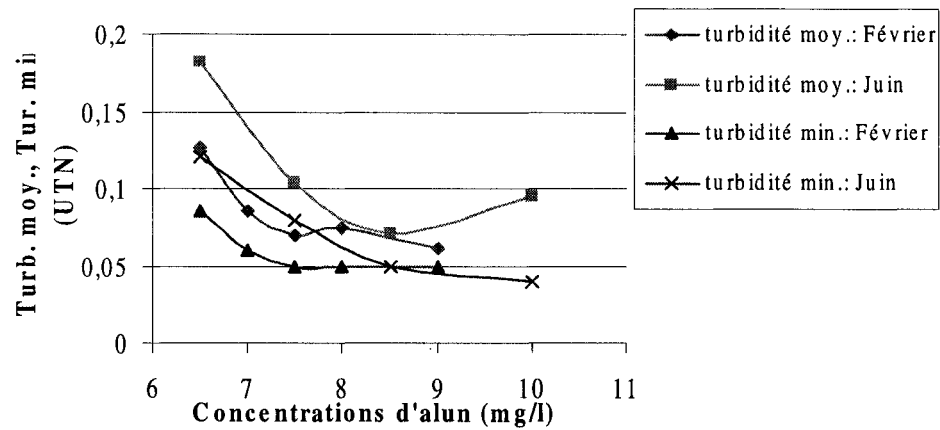
Figure 3.21: Variation des productivités en fonction des périodes d'essais (D.E: 0,8mm; hmat: 1m; sub.: 2m)

L'augmentation de la durée des cycles de filtration en été est à priori la conséquence de la diminution de la performance des filtres à enlever les particules contenues dans l'eau brute prétraitée. Cette diminution est traduite par une évolution plus lente des pertes de charges produites à travers les filtres (dP/dt) en été comme le montre le tableau 3.7. Plus l'attachement des particules sur les grains de sable est favorisé et plus la variation des pertes de charges est accentuée (Darby et al.,1990). L'enlèvement des particules est donc meilleur en hiver.

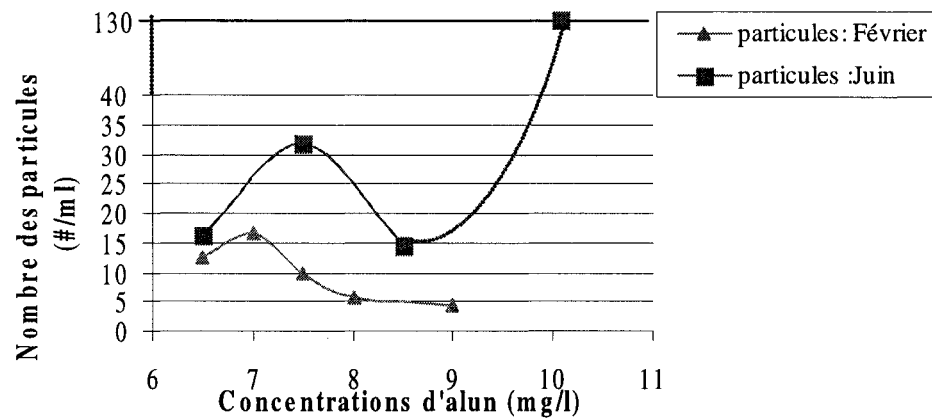
Tableau 3.7: Évolution des pertes de charges selon les périodes des essais
(D.E: 0,8mm; hmat: 1m; sub.: 2m)

Date de réalisation: Juin – Juillet 2002			Date de réalisation: Février – Mars 2002		
Conc. d'alun (mg/l)	Durée des cycles (hh:mm)	dP/dt (mm/h)	Conc. d'alun (mg/l)	Durée des cycles (hh:mm)	dP/dt (mm/h)
6,5	46:02	50,8	6,5	32:41	73,2
7,5	43:28	58,7	7,5	25:41	93,2
8,5	32:14	82,9	8	26:08	93,9
10	29:01	75,2	9	24:26	103,6

La diminution de la performance des filtres en été est traduite par un nombre élevé de particules dans l'eau filtrée conjointement à une turbidité moyenne et une turbidité minimale plus élevées (figure 3.22). Ce qui confirme que les floes de particules sont plus résistants à cette période de l'année.



(a)



(b)

Figure 3.22: Variation de la qualité de l'eau filtrée selon les périodes des essais
(D.E: 0,8 mm; hmat: 1 m; sub.: 2 m)

En été, la concentration des particules en suspension dans l'eau du réseau est plus faible. La fraction majoritaire des particules qui se trouvent dans l'eau brute reconstituée provient donc de la suspension du Kaolin. La diminution de la performance des filtres dans cette période de l'année, est à priori à cause de la nature des particules initiales qui se trouvent à l'eau du réseau. Elle favorise l'enlèvement des particules de Kaolin comme il a été observé en hiver. Plusieurs recherches ont

rapporté que la composition de l'eau brute influence le mécanisme de la coagulation et de la floculation et en conséquence affecte la nature des floccs qui en résultent (Menahem et al.,1993; Harold et al.,2001). Menahem et al. (1993) ont noté que la présence des particules minérales favorise la formation de floccs denses et de fortes résistances et que la matière organique dissoute dans l'eau brute appuie aussi la floculation des particules minérales.

Des essais de filtration en périodes différentes, avec les mêmes conditions d'opération des filtres, ne donnent donc pas les mêmes performances des filtres. En été, les cycles de filtration sont plus longs alors que la qualité de l'eau filtrée est moins bonne.

3.3.2 Impact de la hauteur du sable sur la productivité

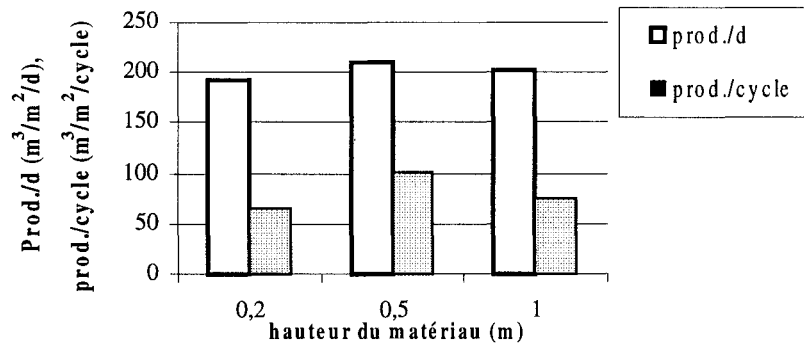
L'étude des effets de la hauteur du sable sur la productivité est réalisée avec les résultats des essais de filtration sur du sable de diamètres effectifs 0,4 mm, 1 mm et 1,2 mm (figure 3.23). Les épaisseurs de sable considérées sont:

- D.E 0,4 mm: 20 cm, 50 cm, 1m
- D.E 1,0 mm: 1m, 1,25 m
- D.E 1,2 mm: 1m, 1,5 m

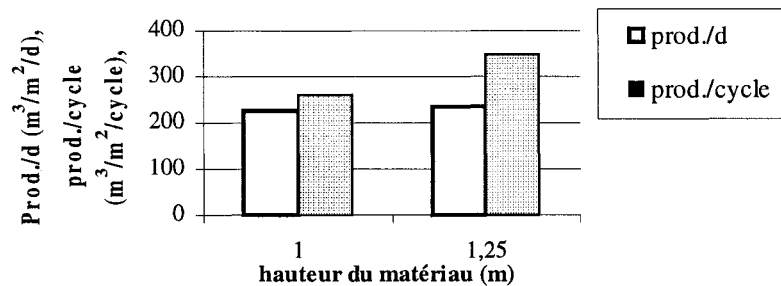
Pour chacun de ces designs, les résultats de la filtration directe, sur des sables de diamètres effectifs 0,4 mm, 0,8mm et 1mm, sont obtenus avec des doses d'alun respectives de 7 mg/l, 10 mg/l et 8 mg/l.

La productivité par jour est la même peu importe la hauteur du sable utilisée (figure 3.23). La productivité par cycle augmente en fonction de la hauteur du sable (figures 3.23 -b et -c). Les pertes d'eaux sont alors minimisées. La productivité par cycle ne présente pas une tendance claire en fonction de la hauteur lorsque le sable a un diamètre effectif de 0,4 mm (figure 3.23-a). Il est important de mentionner que les

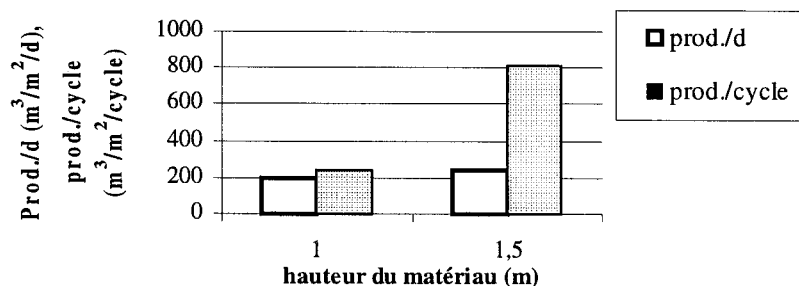
essais de filtration sur 50 cm de sable (D.E.: 0,4 mm) ont été réalisés en juillet alors que les autres essais ont été réalisés en février. D'après ce qui est présenté précédemment sur les effets des périodes d'essais sur les paramètres de performance de la filtration (section 3.3.1), nous pouvons estimer que la productivité par cycle, obtenue avec les essais de filtration sur 50 cm d'épaisseur de sable en été, prend une valeur plus élevée que celle que nous aurions obtenu si les essais avaient été réalisés en février. Le même raisonnement peut être fait pour l'évolution de la perte d'eau qui suit la même tendance.



(a) sable de diamètre effectif 0.4 mm



(b) sable de diamètre effectif 1 mm



(c) sable de diamètre effectif 1,2 mm

Figure 3.23: Variation des productivités et des pertes d'eau en fonction des hauteurs du sable (suite)

L'augmentation de la productivité par cycle obtenue avec les autres configurations (figure 3.23 -b et -c) est une conséquence de l'augmentation des durées des cycles de filtration suite à la filtration sur des hauteurs de sables plus élevées. L'exploitation des filtres est ainsi améliorée. La même conclusion a été rapportée par Ives et al (1965). Ils ont noté qu'en considérant le critère de la qualité de l'eau pour la fin des cycles de filtration, la longueur des cycles de filtration est plus élevée lorsque des hauteurs plus élevées de matériau filtrant sont utilisées. Letterman (1987) a rapporté que l'évolution de la perte de charge à travers le filtre (dP/dt) diminue en fonction de la hauteur du matériau filtrant. Ceci revient à dire que les durées des cycles de filtration sont d'autant plus élevées que la hauteur du matériau filtrant l'est.

Outre, le gain de productivité par cycle, l'augmentation de la hauteur du sable permet une diminution des fréquences de lavages des filtres, ce qui résulte en une utilisation moindre des appareils destinés à ces opérations diminuant leur risque d'usure. En d'autre terme, un gain économique à l'opération peut être aussi la conséquence d'une augmentation de la hauteur du sable d'un diamètre effectif donné.

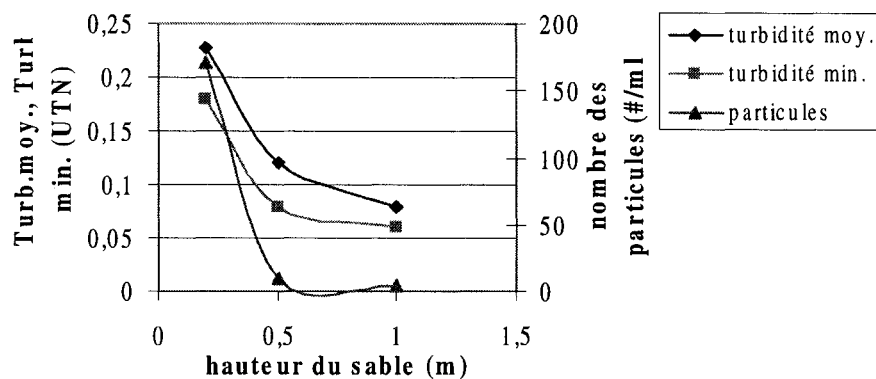
3.3.3 Impact de la hauteur du sable sur la qualité de l'eau filtrée

La figure 3.24 présente la turbidité et le compte des particules de l'eau filtrée dans les différents cas de design des filtres. Le suivi des comptes des particules n'a été réalisé que pour le sable de diamètre effectif 0,4 mm. Pour les autres configurations, une seule mesure a pu être faite faute des compteurs de particules. La figure 3.24 montre une amélioration de la qualité de l'eau filtrée en terme de turbidité et de compte des particules suite à l'augmentation de la hauteur du sable. Ceci confirme les résultats trouvés par Amini (1996) et ceux cités par Letterman (1987).

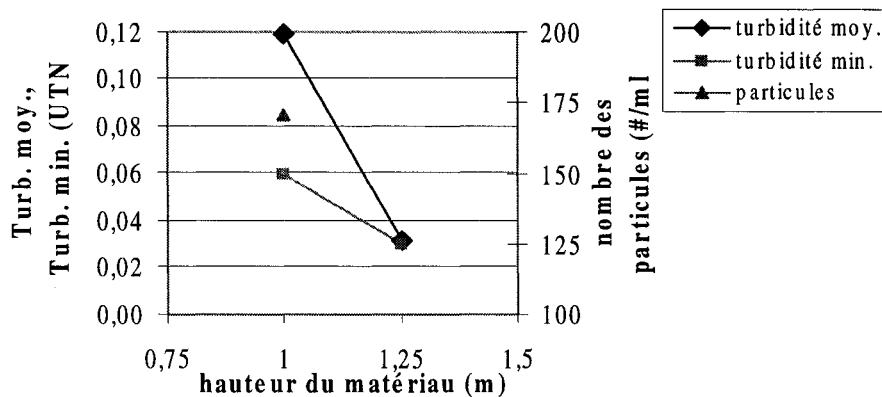
Dans le cas d'utilisation de sable de diamètre effectif 0,4 mm (figure 3.24-a), le compte des particules suit la même évolution que la turbidité moyenne. Dans les autres cas de design, nous pouvons donc nous attendre à une amélioration du compte des particules suite à l'augmentation de la hauteur du sable comme c'est le cas pour la turbidité moyenne et la turbidité minimale atteinte au cours du cycle de filtration.

L'augmentation de la hauteur du sable à des valeurs vérifiant le rapport L/d égale à 1250 a permis l'obtention d'une eau filtrée quasiment de même qualité en terme de turbidité moyenne ($< 0,05$ UTN) dans le cas d'utilisation de sables de diamètres effectifs 1 mm et 1,2 mm. Ce n'était pas le cas pour l'eau filtrée sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm même pour une hauteur plus élevée (1 m) où la turbidité moyenne atteint seulement 0,08 UTN.

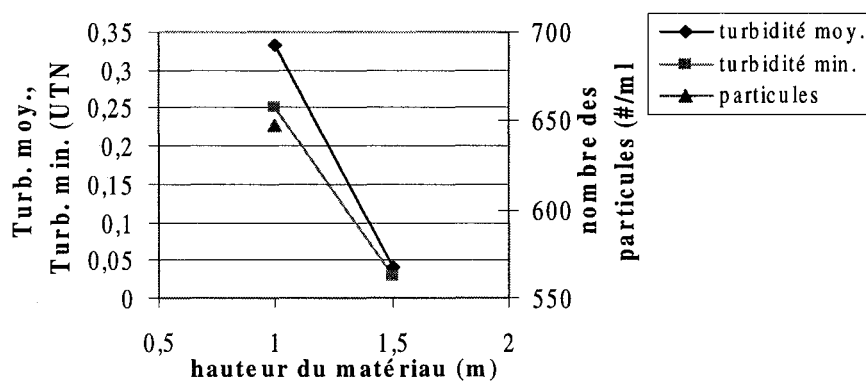
D'après la figure 3.24-a, nous remarquons une diminution de pente de la courbe de variation de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la hauteur du sable (43,6%; 29,1%). Ceci montre qu'à partir d'une certaine hauteur de sable, l'augmentation de cette dernière ne permet pas d'améliorer la qualité de l'eau filtrée.



(a) sable de diamètre effectif 0.4 mm



(b) sable de diamètre effectif 1mm



(c) sable de diamètre effectif 1,2mm

Figure 3.24: Variation de la turbidité et des comptes des particules en fonction de la hauteur du sable pour différents diamètres effectifs

3.3.4 Effets de la granulométrie du sable sur la productivité

La productivité est le volume d'eau filtrée par unité de surface pendant la phase de stabilité des cycles de filtration. La figure 3.25 présente la productivité par jour et la productivité par cycle en fonction de la granulométrie du sable utilisé pour la filtration directe sur une hauteur vérifiant un rapport de L/d égale à 1250. Les valeurs présentées correspondent aux conditions optimales pour chaque cas de design.

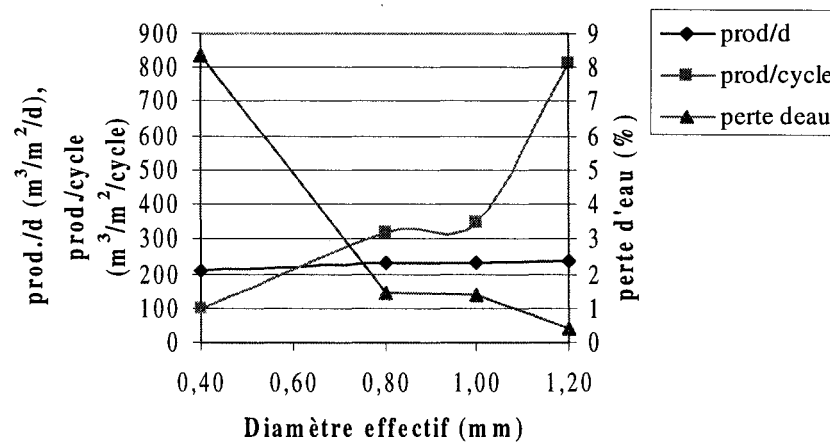


Figure 3.25: Variation de la productivité et de la perte d'eau en fonction du diamètre effectif du sable utilisé ($L/d = 1250$)

La productivité par jour est quasiment constante dans tous les cas de configurations.

Mais, la productivité par cycle de filtration augmente en fonction du diamètre effectif du sable. Une différence de 10 % est notée entre la productivité par cycle de filtration sur les sables de diamètres effectifs 1 mm et 0,8 mm. Le gain est plus accentué lorsque du sable de diamètre effectif 1,2 mm est utilisé. Dans ce cas, la productivité par cycle est d'environ 800 m³/m²/cycle, alors qu'elle est de 350 m³/m²/cycle et 101 m³/m²/cycle pour les sables de diamètres effectifs 1 mm et 0,4 mm respectivement. Les diamètres effectifs de sable élevés sont donc plus intéressants pour une production

accrue. Ceci permet de minimiser les pertes d'eaux et de minimiser les risques d'usures des équipements de lavages des filtres. Kawamura (1975) a noté qu'en filtration directe, les matériaux filtrants de larges tailles devraient être utilisés pour éliminer les risques de colmatage rapide des filtres et de faible durée des cycles de filtration.

Les pertes d'eau diminuent en fonction de la granulométrie du sable. Cette tendance est une conséquence de la diminution de la phase de maturation et l'augmentation simultanée de la durée du cycle de filtration en fonction de la granulométrie du sable (tableau 3.8).

Tableau 3.8: Variation des durées des cycles et des phase de maturation et des lavages des filtres en fonction du design des filtres dans les conditions optimales du prétraitement ($L/d=1250$)

Deff (mm)	Durée du cycle de filtration (hh:mm)	Durée de la maturation (min)	Durée de lavage (min)	Perte de charge initiale (mm)	dP/dt (mm/h)	Perte de charge finale (mm)	Turb. finale (UTN)
0,4	11:02	18	30	297	108	1484	0,08
0,8	32:14	0	27	203	82,9	2840	0,05
1,0	35:24	0	27	181	87,5	3279	0,03
1,2	81:44	0	27	106	50,7	4248	0,03

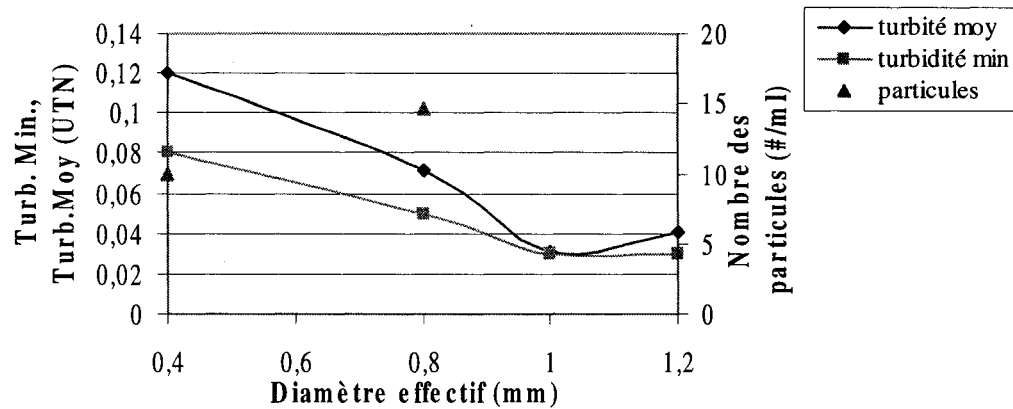
Dans les conditions optimales de prétraitement, la fin des cycles de filtration s'est manifestée par l'atteinte de la perte de charge admissible. L'évolution de la perte de charge (dP/dt) est plus rapide dans les cas d'utilisation de sables de diamètres effectifs faibles (tableau 3.8). La même tendance a été notée par Ching-Jung et al. (1997) et Letterman (1987). Alors que Boller et al. (1995) ont montré que pour une même masse de particules déposées sur le sable, l'évolution des pertes de charge est plus rapide lorsque les diamètres effectifs sont élevés. Des durées de cycle de filtration moindres sont obtenues. Dans le cas de filtration sur du sable de diamètre effectif 0,4

mm, les durées des cycles n'ont pas excédé 11 h alors qu'elles ont atteint 81 h pour les diamètres effectifs supérieurs (1,2 mm). Ce qui confirme que dans le cas de la filtration directe, ce sont les diamètres effectifs élevés qui permettent d'obtenir des durées de cycle de filtration supérieures comme il a été rapporté par Kawamura (1975).

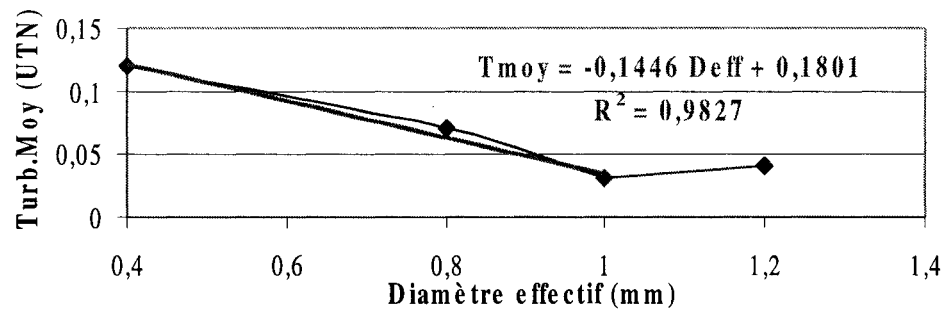
La perte de charge initiale développée dans le filtre est fonction du design des filtres (tableau 3.8). Elle est plus élevée lorsque la filtration est faite sur du sable de diamètre effectif faible ce qui confirme les résultats de Boller et al. (1995). L'augmentation des pertes de charges initiales et l'évolution plus rapide des pertes de charges à travers les filtres simultanément en fonction des diamètres effectifs du sable résultent en une diminution des durées des cycles de filtration.

3.3.5 Effets de la granulométrie du sable sur la qualité de l'eau filtrée

Le suivi de la qualité de l'eau filtrée est assuré par la mesure de la turbidité moyenne et du compte des particules. Le suivi du compte des particules n'a été réalisé que sur les essais de filtration sur du sable de diamètre effectif 0,4 mm et 0,8 mm. Il est quasiment identique dans les deux cas de configurations des filtres. On ne peut pas conclure sur ce paramètre tant que les données correspondant aux autres conditions de figures ne sont pas disponibles. L'obtention de nombre de particules de même ordre de grandeur (figure 3.26) montre cependant que les conditions optimales de prétraitement permettent de produire une bonne eau filtrée.



(a)



(b)

Figure 3.26: Variation de la turbidité et du compte des particules en fonction du diamètre effectif du sable utilisé ($L/d = 1250$)

Une amélioration de la qualité de l'eau filtrée en terme de turbidité est par contre observée suite à l'augmentation de la granulométrie du sable jusqu'à 1mm. La turbidité moyenne de l'eau filtrée et la turbidité minimale atteinte au cours du cycle de filtration diminuent en fonction du diamètre effectif du sable (figure 3.26). Une tendance linéaire de la turbidité moyenne est notée pour des diamètres effectifs inférieurs à 1mm (figure 3.26-b). Une augmentation de la turbidité moyenne de 32 % est obtenue de la filtration sur le sable de diamètre effectif 1,2 mm par rapport à celle obtenue sur le sable de diamètre effectif 1mm malgré que les turbidités minimales atteintes au cours des cycles de filtration soient égales.

3.4 Évaluation des outils de caractérisation de l'eau

Pour contrôler la stabilité des conditions d'essais, nous avons eu recours à la caractérisation de l'eau floculée. Pour ce faire, nous avons utilisé deux moyens:

- Le potentiel Zêta (section 3.4.1)
- La taille des floes (section 3.4.2)

L'étude a été réalisée sur de l'eau floculée en Jar Test avec des gradients de vitesse à la floculation et des conditionnements chimiques différents.

3.4.1 Potentiel Zêta :

3.4.1.1 Effets des produits chimiques

La figure 3.27 présente le potentiel Zêta en fonction de la dose d'alun appliquée en Jar Test. Il reflète la mobilité électrophorétique des particules contenues dans l'eau. Une tendance linéaire est observée. Initialement, le potentiel zêta de l'eau brute est d'environ -18 mv.

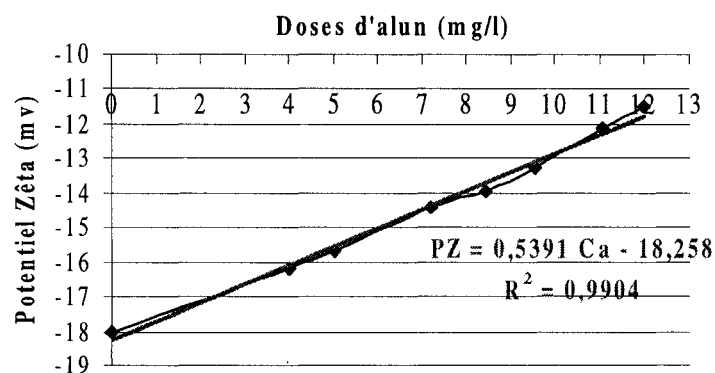


Figure 3.27: Variation du Potentiel Zêta en fonction de la concentration d'alun ($G = 100 \text{ s}^{-1}$)

L'ajout d'alun dans l'eau brute fait augmenter le potentiel Zêta reflétant ainsi une diminution de l'intensité des forces répulsives. Plus la concentration d'alun est élevée, moins le potentiel zêta est négatif. En extrapolant la régression linéaire trouvée (figure 3.27), on obtient un potentiel de -10 mv lorsque la dose d'alun ajoutée est de 15 mg/l. Ceci montre que, dans le cas de la filtration directe, la neutralisation complète du potentiel Zêta n'est pas nécessaire pour l'enlèvement des particules. La même conclusion a été tirée par Dowbiggin (1993) et Arjunan et al. (1992) dans le cas d'un traitement conventionnel. Dans les conditions optimales de prétraitement, le potentiel Zêta correspondant à chaque configuration est calculé selon l'équation de la régression linéaire et est présenté dans le tableau 3.9.

Tableau 3.9: Potentiel Zêta dans les conditions optimales de prétraitement

Diamètre effectif (mm)	Dose optimale d'alun (mg/l)	Potentiel Zêta (mv)
0,4	7	-14,48
0,8	8,75	-13,54
1	9,75	-13,00
1,2	8	-13,94

Dans les conditions optimales de prétraitement, les valeurs du potentiel zêta sont quasiment constantes pour une précision de mesure de (+/-) 1 mv (tableau 3.9). En plus, l'utilisation du LT35 avec l'alun montre que ce dernier influence peu le potentiel zêta (tableau 3.10). Nous remarquons que l'augmentation de la concentration d'alun n'a pas affecté le potentiel Zêta. Ceci montre que le potentiel zêta ne permet pas de déterminer la dose optimale d'alun d'une configuration de filtre donnée. Ce qui confirme les résultats de Hannah et al. (1967) qui ont noté qu'il est difficile de déterminer le dosage optimal du coagulant par la mesure du potentiel Zêta si l'alun est utilisé seul en prétraitement et généralement si les coagulants inorganiques sont utilisés (Logsdon et al., 2000).

Tableau 3.10: Potentiel Zêta à différentes conditions de prétraitement

Concentrations d'alun (mg/l)	Concentration du LT35 (mg/l)	Potentiel Zêta (mv)
5,76	0,15	- 13,3
7,13	0,15	- 13,1

3.4.1.2 Effets de la variation du gradient de vitesse à la floculation

Les conditions d'opération diffèrent entre le pilote et le banc de Jar Test. Le conditionnement chimique peut être effectué en utilisant l'un ou l'autre des outils, mais, le gradient de vitesse à la floculation ne peut être le même. Sa valeur la plus élevée sur le dispositif de Jar test est de 270 s^{-1} , alors que les particules sont soumises à des gradients de vitesse de 9000 s^{-1} dans le pilote.

Des mesures de potentiel Zêta ont été réalisées en considérant des gradients de vitesse de floculation différents. Ces essais ont été réalisés sur le dispositif de Jar Test avec un même conditionnement chimique (tableau 3.11). Pour une incertitude de mesure de $\pm 1 \text{ mv}$, nous concluons que le gradient de vitesse de floculation n'affecte pas le potentiel Zêta.

Tableau 3.11: Variation du potentiel Zêta en fonction du gradient de vitesse G (alun: 5,76 mg/l, LT35: 0,3 mg/l), incertitude: (+/-) 1 mv

G (s^{-1})	Potentiel Zêta (mv)
52	-9,6
100	-9,6
147,1	-9,5
200	-10,1
270,3	-9,3

Le potentiel zêta peut donc servir de moyen de contrôle de la stabilité des conditions d'essais. C'est un outil fiable de caractérisation de l'eau floculée dans les mêmes conditions de prétraitement chimique.

3.4.2 Microscopie

3.4.2.1 Effets du conditionnement chimique

La figure 3.28 présente la taille moyenne et la taille maximale des floccs en fonction de la concentration d'alun. D'après cette figure, il ressort que la taille moyenne et la taille maximale augmentent en fonction de la dose d'alun. Cette tendance est aussi confirmée par Ngo et al. (1995) qui ont pu conclure que la dose d'alun joue un rôle important dans la taille et la densité des floccs. À des concentrations élevées d'alun, les particules sont plus susceptibles de s'agglomérer et de former de floccs de tailles élevées (figure 1, Annexe 3). Selon les doses optimales d'alun pour les différents diamètres effectifs du sable (section 3.1.1.3), nous remarquons que plus le diamètre effectif est élevé (jusqu'à 1 mm), plus la taille moyenne des floccs est grande.

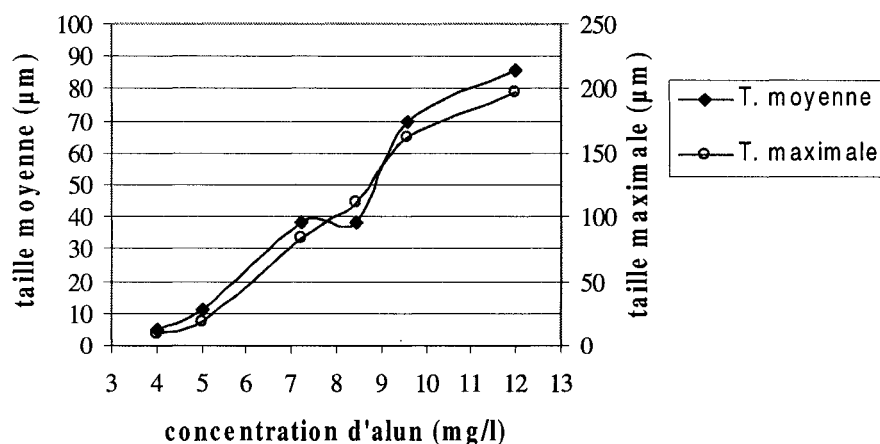


Figure 3.28: Variation de la taille moyenne et de la taille maximale des floccs (Eau floculée en Jar Test, $G = 100 \text{ s}^{-1}$)

L'ajout du LT35 cause une diminution de la taille moyenne et de la taille maximale des floes (tableau 3.12) et une augmentation de leur nombre dans le cas de son application conjointement à une forte dose d'alun. C'est la quantité totale du produit chimique incluant la concentration d'alun et celle du LT35 qui est à priori la cause. Plus les concentrations sont élevées, plus les forces de répulsion sont affaiblies. Cependant, plus la concentration du LT35 est élevée et plus son effet sur la taille des floes est prononcé. L'ajout de 1 mg/l de LT 35 a contribué à la diminution de la taille des floes (moyenne et maximale) d'environ 40 % alors que la concentration de 0,3 mg/l de LT35 n'a engendré qu'une diminution de 30 % de la taille moyenne des floes et d'environ 13 % de la taille maximale (tableau 3.12).

Tableau 3.12: Variation de la taille moyenne et de la taille maximale des floes en fonction des concentrations d'alun et de LT35

Concentration d'alun (mg/l)	Concentration du LT35 (mg/l)	Nombre total des floes (#/ml)	Taille moyenne (µm)	Taille maximale (µm)
4	0	56314	5	9
4	0,15	25294	15	38
7,2	0	3555	38	83
7,2	0,3	7815	27	72
9,56	0	1656	70	162
9,56	1	6222	44	98

La diminution de la taille moyenne et de la taille maximale des floes en présence du LT 35 peut s'expliquer par l'augmentation des nombres des particules de faibles tailles au détriment de celles de fortes tailles (figures 2 et 3, Annexe 3). Le LT35 génère donc des floes plus compacts. Les pores sont minimisés à l'intérieur de l'agglomération et les floes ont des volumes plus faibles. Cette tendance n'est pas observée lorsqu'on ajoute 4 mg/l d'alun, on constate alors une augmentation de la taille des floes suite à l'ajout de 0,15 mg/l de LT35 (tableau 3.12). L'ajout du LT35 favorise

la déstabilisation des particules (figure 4, Annexe 3). Ceci peut s'expliquer par le fait qu'à une concentration aussi faible d'alun, la formation des floccs débute.

Une taille moyenne optimale de floccs pour une granulométrie de sable donnée n'existe donc pas. Elle est fonction du type du produit chimique appliqué. Il a été montré qu'à travers le matériau filtrant, l'enlèvement des particules d'une taille donnée est affecté par la taille des autres particules (Darby et al.,1990; Mackie et al.,1993) et par le traitement chimique (Darby et al.,1990). Lartiges et al. (1995) ont montré que dans le cas du traitement conventionnel, la dose optimale du coagulant correspond à l'apparition de floccs de fortes tailles (150 μm) .

3.4.2.2 Effets du changement du gradient de vitesse

Le prétraitement de l'eau a été réalisé sur le Jar Test avec deux gradients de vitesse différents, soient 100 s^{-1} et 200 s^{-1} (tableau 3.13). On remarque que la taille moyenne des floccs correspondant à une concentration de 9 mg/l avec un gradient de vitesse de 200 s^{-1} est inférieure à celle obtenue dans le cas d'application de 8,44 mg/l avec un gradient de vitesse de 100 s^{-1} . La taille moyenne et la taille maximale des floccs diminuent donc en fonction de l'augmentation du gradient de vitesse à la floculation, ce qui est en accord avec les résultats trouvés par Ngo et al. (1995). Ils ont montré que pour un même temps de floculation, la taille des floccs augmente en fonction de la diminution du gradient de vitesse.

Tableau 3.13: Variation de la taille des floccs en fonction des gradients de vitesse de la floculation

Gradient de vitesse G (s^{-1})	Doses d'alun (mg/l)	Taille moyenne (μm)	Taille maximale (μm)
100	7,2	38	83
100	8,44	38	111
100	9,56	70	162
200	9	19	55

L'augmentation du gradient de vitesse fait augmenter le nombre des floccs observés dans l'eau flocculée. Ce sont les floccs de petites tailles qui sont devenus plus nombreux (figure 3.29). La diminution de la taille des floccs dans le cas de la floculation avec un gradient de vitesse de $200 s^{-1}$ est la conséquence de l'augmentation de l'intensité des forces de cisaillement pendant le mélange et qui engendre la rupture des floccs de structures lâches.

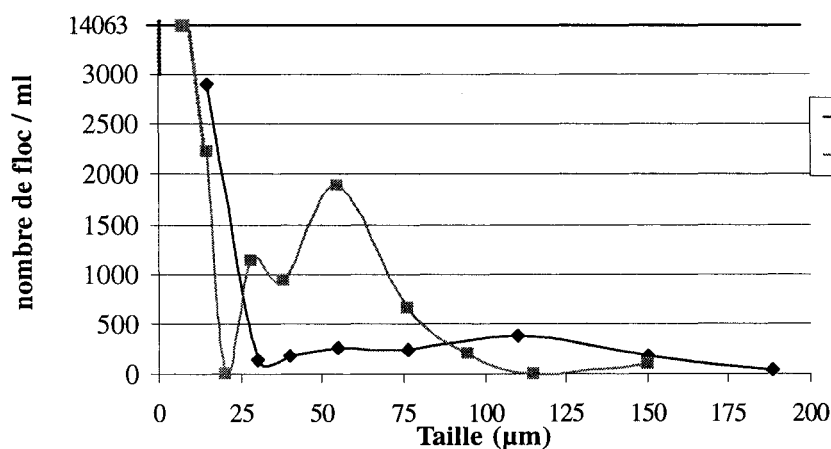


Figure 3.29: Variation de la distribution des floccs en fonction des conditions du prétraitement (Jar Test: 8,44 mg/l à $G = 100 s^{-1}$; 9 mg/l à $G = 200 s^{-1}$)

Selon le gradient de vitesse (G), les tailles moyennes et maximales des floes changent. C'est pourquoi, nous concluons qu'une taille optimale de floes pour une granulométrie de sable donnée n'existe que dans une condition de prétraitement donnée (tableau 3.13).

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

L'usine pilote est l'outil qui décrit le mieux la réalité des usines industrielles. Pour ajuster la dose optimale d'alun à la configuration des filtres, une hauteur de sable telle que le rapport de hauteur de sable sur diamètre effectif (L/d) est égal à 1250 a dû être utilisée pour faciliter le choix du conditionnement chimique optimal.

La dose optimale d'alun est indépendante de l'épaisseur du sable de diamètres effectifs inférieur et égal à 1 mm. Des essais de filtrations sur l'usine pilote avec des faibles hauteurs de sable permettent de déterminer le conditionnement chimique optimal correspondant à chaque diamètre effectif. Dans cette approche, il faut tenir compte de la tendance de l'évolution des paramètres de performance de la filtration sans se fier à leurs ordres de grandeurs. Cependant, l'augmentation de l'épaisseur du sable contribue à l'amélioration de la qualité de l'eau filtrée et à l'exploitation des filtres en conséquence.

La dose optimale d'alun est en fonction de la granulométrie du sable utilisée. Pour des diamètres effectifs inférieurs à 1mm, la concentration optimale d'alun augmente en fonction de ces derniers selon une tendance linéaire. En considérant cette régression linéaire, nous pouvons estimer la dose optimale d'alun correspondante à la filtration directe sur un sable de diamètre effectif donnée ($\leq 1\text{mm}$) connaissant celle correspondante à une configuration des filtres. Pour le diamètre effectif 1,2 mm, la dose optimale d'alun est plus faible que celle pour le diamètre effectif 1 mm. Les diamètres effectifs de sable élevés (1mm; 1,2 mm) sont plus intéressants pour la filtration directe à 10 m/h.

Le module de filtrabilité de Ives peut déterminer la dose optimale d'alun pour la filtration directe à 10 m/h sur de sable de diamètre effectif 0,4 mm et 0,8 mm. Pour le

diamètre effectif 1 mm, il la sous estime. Une hauteur de sable de 4 cm a été suffisante pour faire l'étude. Le module de filtrabilité de Ives modifié a permis d'étudier les effets de l'épaisseur du sable de diamètres effectifs inférieurs à 0,8 mm sur la dose optimale d'alun.

La filtrabilité membranaire sur des filtres millipores en nitrocellulose ayant des tailles de pores de 0,8 μm , de 3 μm et de 5 μm permet de déterminer les doses optimales d'alun correspondant à la filtration directe à 10 m/h sur du sable de diamètres effectifs respectifs 0,4 mm, 0,8 mm et 1mm. Ces essais demandent beaucoup moins de temps que les autres montages pour arriver à la décision.

Le potentiel Zêta est indépendant du gradient de vitesse (G) à la floculation. Il est fonction de la dose du produit chimique appliquée. L'alun influence peu le potentiel Zêta. Cet outil ne permet pas de déterminer la dose optimale d'alun, mais, il est fiable pour contrôler la stabilité des conditions d'essais.

La mesure de la taille des floccs est utile pour contrôler la qualité de l'eau flocculée. Une taille optimale de floccs pour une granulométrie de sable donnée n'existe que dans des conditions de prétraitement chimique constantes. La taille moyenne et la taille maximale des floccs augmentent en fonction de la concentration d'alun et elles diminuent en fonction du gradient de vitesse (G). L'utilisation du LT35 comme aide coagulant en plus de l'alun, fait apparaître deux phénomènes. Pour les concentrations d'alun supérieures à 4 mg/l, il permet d'obtenir des floccs plus compacts qui se traduit par une diminution considérable des tailles des floccs. Alors que pour des concentrations d'alun moindres, il engendre une augmentation de la taille des floccs.

RECOMMANDATIONS

Cette étude a été réalisée en considérant constant un ensemble de paramètres de fonctionnement des étapes de la floculation et de la filtration. La qualité de l'eau brute a aussi été maintenue constante. C'est pourquoi, à fin de généraliser les résultats, il s'avère intéressant de:

- Faire une analyse statistique des résultats.
- Vérifier les résultats avec d'autres produits chimiques soit en coagulation, soit en utilisant d'aide coagulant.
- Étudier l'influence de la température sur le conditionnement chimique surtout que le Québec connaît des variations élevées de température entre les saisons. La température de l'eau atteint moins de 1 °C pendant trois mois de l'année.
- Étudier l'effet de la vitesse de filtration sur la performance de la filtration directe sachant que le coefficient qui caractérise le media du filtre (λ) diminue en fonction de l'augmentation de la vitesse de filtration pour l'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* (Shaw et al.,2000).
- Valider les résultats avec des eaux brutes reconstituées de turbidités différentes.
- Valider les résultats avec les eaux naturelles.
- Vérifier les résultats avec d'autres types de matériau filtrant.

RÉFÉRENCES

ADIN Avner, BAUMANN E. Robert, CLEASBY John L. (1979) "The application of filtration theory to pilot-plant design." *Journal of American Water Works Association*, 71:1:17-27.

AGUIAR AKANI, LEFEBVRE E., RAHNI M., LEGUBE B. (1996) "Relationship between raw water TOC and the optimum coagulant dose (Iron III Chloride)." *Environmental Technology* 17:4:381-389.

AL-ANI M.Y., HENDRICKS D.W., LOGSDON G.S., HIBLER C.P. (1986) "Removing Giardia Cysts from low turbidity waters by rapid rate filtration." *Journal of American Water Works Association* 78:66-73.

AMINI F. (1996) "Effect of filter thickness on efficiency of sand filter water quality structure." *Water Quality research journal of Canada* 31:4:801-807.

AMINI F., H.V.TRUONG (1998) "Effect of filter media particle size distribution on filtration efficiency." *Water Quality research journal of Canada* 33:4:589-594.

AMIRSARDARI Y., YU Q., WILLIAMS P. (1997) "Effects of ozonation and coagulation on turbidity and TOC removal by simulated direct filtration for potable water treatment." *Environmental Technology* 18:11:1143-1150.

AMIRTHARAJAH Appiah, Maria Brouckaert Barbara, RICHMAN M. Timmerly (1999) "Filtration: the great barrier to particles, parasites and organics." *Proceedings of the 5th International Workshop on Drinking Water Quality Management and Treatment Technology*, Taiwan, Republic of China.

ARJUNAN N.K., RAJ L.S. Paul (1992) "Effect of alum dosage and pH on particle Zeta Potential and coagulation." *Asian Environment* 14:3:13-19.

ARMAND Masion, ASTRIDE Vilgé-Ritter, ROSE Jérôme, WILLIAM E.E. Stone, BRIAN J.Teppen, RYBACKI Danielle, BOTTERO Jean-Yves (2000) "Coagulation-flocculation of natural organic matter with Al salts: specification and structure of the aggregates." *Environmental Science and Technology* 34:15.

BARBEAU Benoit, PAYMENT Pierre, COALLIER Josée, CLÉMENT Bernard, PRÉVOST M. (2000) "Evaluating the risk of infection from the presence of Giardia and Cryptosporidium in drinking water." *Quantitative Microbiology, Kluwer Academic Publishers* 2:37-54.

BAZER-BACHI A., PUECH-COSTE E., BEN AIM R., PROBST Jé L. (1990) "Modélisation mathématique du taux de coagulant dans une station de traitement d'eau." *Revue Des Sciences De L'eau* 3:4:377-397.

BOADWAY John D. (1978) "Dynamics of growth and breakage of alun floc in presence of fluid shear." *Journal of the environmental Engineering Division, Proceedings of The American Society of Civil Engineers* 104:901-915.

BOLLER M.A., KAVANAUGH M.C. (1995) "Particle characteristics and headloss increase in granular media filtration." *Water Research* 29:4:1139-1149.

BRYANT Robert L. (1996) "Optimizing coagulation with the Streaming Current Monitor." *Journal NEWWA*.

CARNS Keith E., PARKER Judith Dickson (1985) "Using polymers with direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 77:3:44-49.

CHUANG Ching-Jung, LI Kun-Yan (1997) "Effect of coagulant dosage and grain size on the performance of direct filtration." *Separation And Purification Technology* 12:3:229-241.

CLEASBY John L. (1969) "Approaches to a filtrability index for granular filters." *Journal of American Water Works Association* 61:8:372-381.

CLEASBY John L., LOGSDON S. Gary (1999) "Granular bed and precoat filtration." *Water Quality and Treatment : A Handbook of Community Water Supplies*, 5th ed. New York, McGraw-Hill, Inc.

COLLINS Michael R., ASCE M., AMY G.L. (1987) "Evaluation of factors affecting performance of direct filtration." *Journal of environmental engineering* 113:2.

CULP Russell L. (1977) "Direct filtration." *journal of American Water Works Association* 69:7: 375-378.

DARBY Jeannie L., DESMOND F. Lawler (1990) "Ripening in depth filtration : effect of particle size on removal and head loss." *Environmental Science and Technology* 24:7:1069-1079.

DEAN Gregory, CARISON Kenneth (2002) "Impact of pH and Zeta Potential on coagulation and filtration of High-NOM waters." *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference*, Seattle, Washington.

DENNETT Keith E., AMIRTHARAJAH A., MORAN Thomas F., GOULD J.P. (1996) "Coagulation: its effect on organic matter." *Journal of American Water Works Association* 88:4:129-142.

DENTEL K.Steven, THOMAS Angela V., KINGERY Kristine M. (1989) "Evaluation of the Streaming Current Detector - II. Continuous flow tests." *Water Research* 23:4:423-430.

DENTEL K.Steven, THOMAS Angela V., KINGERY Kristine M. (1989) "Evaluation of the Streaming Current Detector -I. Use in Jar tests." *Water Research* 23:4:413-421.

DENTEL K.Steven, GUCCIARDI M.Beth, TODD Bober A., PRASANNA Shetty V., RESTA J. Jhon (1989) " Procedures manual for polymer selection in water treatment plants." *American Water Works Association Research Foundation*.

DESJARDINS Raymond (1997) "Le traitement des eaux, seconde édition revue et améliorée." École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

DOWBIGGIN William B. (1993) "Assessing particles and particle stability in suspensions of varied chemical compositions." *Proceedings- Water Quality Technology Conference*, N.C., USA.

EDZWALD J.K. (1993) "Coagulation in drinking water treatment: Particles, Organics and Coagulants." *Water Science and Technology* 27:11.

EDZWALD J.K. , ASCE M., BECKER William C., ASCE A.M., TAMBINI S.J. (1987) "Organics, polymers and performance in direct filtration." *Journal of environmental engineering* 113:1.

GORDON P. Treweek (1979) "Optimization of flocculation time prior to direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 71:2:96-101.

GRAHAM Nigel J.D., BRANDAO Cristina C.S., LUCKHAM P.F. (1992) "Evaluating the removal of color from water using direct filtration and dual coagulants." *Journal of American Water Works Association* 84:5:105-113.

HANNAH S.A., COHEN J.M., ROBECK G.G. (1967) "Control techniques for coagulation-filtration." *Journal of American Water Works Association* 59:9:1149-1163.

HANNAH S.A., COHEN J.M., ROBECK G.G. (1967) "Measurement of floc strength by particle counting." *Journal of American Water Works Association* 59:843-858.

HAROLD W.Walker, BOB Mustafa M. (2001) "Stability of particle flocs upon addition of natural organic matter under quiescent conditions." *Water Research* 35:4:875-882.

HSUAN-HSIEN Yeh, GHOSH M.M. (1981) "Selecting polymers for direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 73:4:211-218.

HUDSON Herbert E., WAGNER E.G. (1981) "Conduct and uses of jar tests." *Journal of American Water Works Association* 73:4:218-223.

IVES J. Kenneth (1978) "A new concept of filtrability." *Progress in water technology* 10:5/6:123-137.

IVES J. Kenneth (1980) "Deep bed filtration: theory and practice." *Filtration and Separation* 17:2:157-168.

IVES J. Kenneth, ASCE M., SHOLJI Ihsan (1965) "Research on variables affecting filtration." *Journal of the sanitary engineering division, proceedings of the American Society of Civil Engineers* 91:SA4.

JANSSENS J.G. (1992) "Developments in coagulation, flocculation and dissolved air flotation." *water engineering and management* 139:1.

KAN Chichuan, CHIH PIN Huang, PAN Jill Rushing (1999) "Optimum coagulation process: Evaluation of Streaming Current Detector and Optical Monitor." AWWA Particle Measurement and Characterization in Drinking Water Treatment, Nashville, Tennessee, 28-30

KAWAMURA Susumu (1975) "Design and operation of High-Rate Filters-Part 1." *Journal of American Water Works Association* 67:10:535-544.

LARTIGES B.S., BOTTERO B.J., DEMOCRATE C., COUPEL J.F. (1995) "Optimising flocculant demand by following floc size distribution." *J. Water SRT-Aqua* 44:5:219-223.

LECHEVALLIER Mark W., NORTON W.D. (1992) " Examining relationships between particle counts and Giardia, Cryptosporidium, and turbidity." *Journal of American Water Works Association* 84:12:54-60.

LEFEBVRE E., LEGUBE B. (1990) "Coagulation par Fe(III) de substances humiques extraites d'eaux de surface: Effet du pH et de la Concentration en substances humiques." *Water Research* 24:5.

LETTERMAN Raymond D. (1987) "An overview of filtration." *Journal of American Water Works Association* 79:12:26-32.

LETTERMAN Raymond D., AMIRTHARAJAH Appiah, O'MELIA Charles R. (1999) "Coagulation and flocculation." *Water Quality & Treatment: A Handbook of Community Water supplies. I. McGraw-Hill. American Water Works Association, United States of America*, pp: 6.1- 6.66.

LOGSDON Gary S., HESS Alan F., CHIPPS Michael J. (2000) "Operating and monitoring pretreatment and filtration for optimized filter performance." *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*.

LOGSDON Gary S., NEDEN D.G., FERGUSON A. Mark D., LABONDE S.D. (1993) "Testing direct filtration for the treatment of high-turbidity water." *journal of American Water Works Association* 85:12:39-46.

MACKIE R.I., BAI R. (1993) "The role of particle size distribution in the performance and modelling of filtration." *Water Science & Technology* 27:10:19-34.

McCORMICK Richard Ford, KING Paul H. (1982) "Factors that affect use of direct filtration in treating surface waters." *Journal of American Water Works Association* 74:5:234-248.

MENAHAM Rebhun, LURIE Michael (1993) "Control of organic matter by coagulation and floc separation." *Water Science & Technology* 27:11:1-20.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (2002) "Guide de conception des installations de production d'eau potable", site internet du ministère de l'environnement du Québec: www.menv.gouv.qc.ca.

MOOYOUNG Han and DESMOND F. Lawler (1992) "The (relative) insignificance of G in flocculation." *Journal of American Water Works Association* 84:10:79-91.

NDIONGUE Souleymane (1999) "Évaluation de la performance de la filtration directe par les comptes de particules, les spores aérobies et la turbidité." Thèse de Doctorat, Département de génie civil, École polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

NDIONGUE Souleymane, DESJARDINS Raymond, PRÉVOST Michel, MORISSETTE C. (1999) "Évolution du nombre de particules dans l'eau filtrée de filtration direct utilisant le polychlorure d'aluminium." *Canadian Journal of Civil Engineering* 26:6:771-781.

NDIONGUE Souleymane, DESJARDINS Raymond, PRÉVOST Michèle (2000) "The use of Jar-Filtration tests to compare performances of coagulants in direct filtration." *Environmental Technology* 21:1:67-76.

NGO H.H., VIGNESWARAN S., KAVANAUGH H.B. (1995) "Optimization of direct filtration: experiments and mathematical models." *Environmental Technology* 16:1:55-63.

NORIHITO Tambo, TASUKU Kamei (1998) "Coagulation and flocculation on water quality matrix." *Water Science & Technology* 37:10:31-34.

O'MELIA Charles R., KIMBERLY A. Gray, CHONGHUA Yao (1989) "Polymer inorganic coagulants." *American Water Works Association Research Foundation*.

PETRUSEVSKI B., VAN BREEMEN A.N., ALAERTS G.J. (1995) "Optimisation of coagulation conditions for direct filtration of impounded surface water." *J. Water SRT-Aqua* 44:2:93-102.

RUSSELL H.Boyd, GHOSH Mriganka M. (1974) "An investigation of the influence of some physicochemical variables on porous-media filtration." *water technology And Quality* 94-98.

SARRAZIN Virginia (2001) "Étude et modélisation des performances en profondeur de la filtration directe." *Mémoire de maîtrise*, Génie Civil, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

SHAW Kathy, WALKER Steve, BEN Koopman (2000) "Improving filtration of Cryptosporidium." *journal of American Water Works Association* 92:11:103-111.

STUMP Vernon L., NOVAK John T. (1979) "Polyelectrolyte selection for direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 71:6:338-342.

TATE Carol H., LANG John S., HUTCHINSON Harvey L. (1977) "Pilot plant tests of direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 69:7:379-384.

TATE Carol H., TRUSSELL R.R. (1978) "The use of particle counting in developing plant design criteria." *Journal of American Water Works Association* 70:12:691-698.

TCHIO Maurice (2002) "Optimisation et modélisation de la filtration directe des eaux potables." Département des génies civil, géologique et des mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada.

TCHIO Maurice, KOUDJONOU Boniface, PRÉVOT Michèle, MYSORE C. (2001) "Determination of the most influential parameters for efficient design and operation of high-rate direct filters." *Proceedings-Water Quality Technology Conference*, Nashville, Tennessee.

THEODORE S. Tanaka, PIRBAZARI Massoud (1986) "Effects of cationic polyelectrolytes on the removal of suspended particulates during direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 78:12:57-65.

VALENTIN N., DENOEU T. (1999) "Prediction of optimal coagulant dosage in a water treatment plant using Neural Networks." *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference Proceedings*.

VAN Leeuwen J., SCHELL H., BERGER M., DRIKAS M., BURSILL D., CHOW C., CLASEN J. (1997) "Comparison of coagulant doses determined using a charge titration unit with a jar test procedure for eight German surface waters." *J. Water SRT-Aqua* 46:5:261-273.

WAGNER E.G., HUDSON Jr. H.E. (1982) "Low-dosage high-rate direct filtration." *Journal of American Water Works Association* 74:5:256-261.

WAITE T.D., AMAL R., NGO H., VIGNESWARAN S. (1993) "Effects of adsorbed organic matter on size, structure and filterability of Iron oxyhydroxide flocs." *Water Science and Technology* 27:11.

WESTRICK Judy, KIRBY Kevin, STEINITZ-KANNAN Miriam (2001) "Optimizing drinking water treatment using neural networks." *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference*, Nashville, Tennessee.

ZDRAVKA Do-Quang, DEVEUGHELE Stephane (2002) "On-line coagulation dose prediction using neural network algorithm: Application on a full scale water treatment plant." *American Water Works Association, Water Quality Technology Conference*, Seattle, Washington.

ANNEXES

Annexe 1: Essais sur l'usine pilote

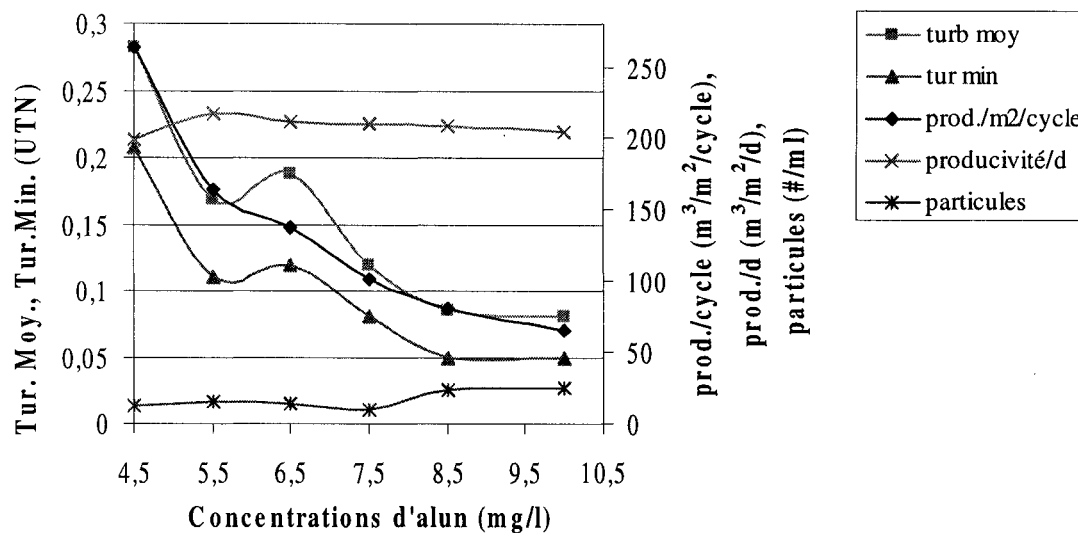


Figure 1: Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la concentration d'alun (D.E: 0,4 mm, hmat: 50 cm, sub.: 1 m, V_f : 10m/h)

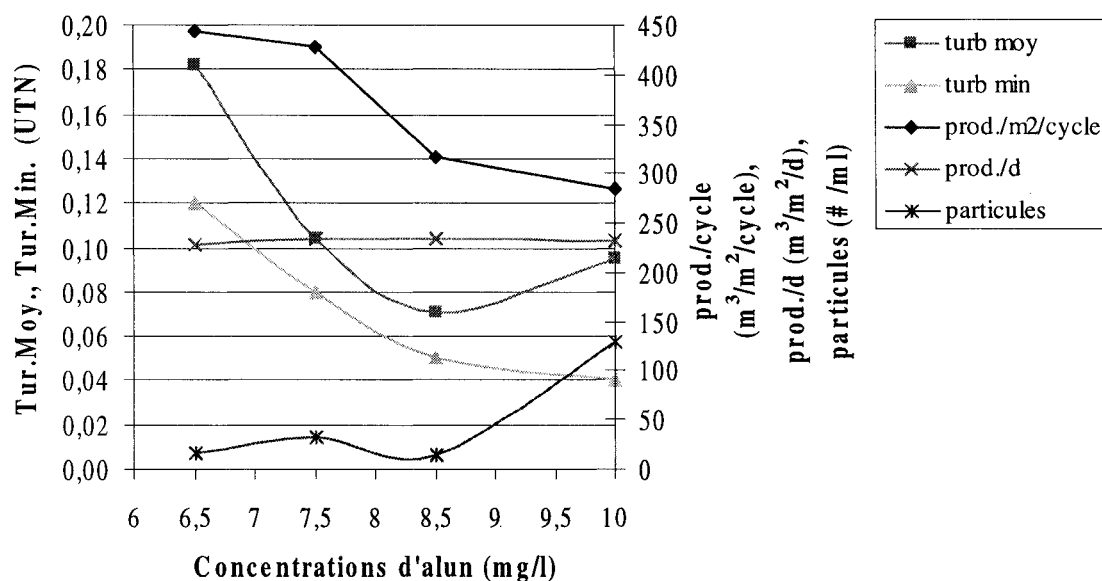


Figure 2 : Variation des paramètres de performance de la filtration en fonction de la concentration d'alun (D.E: 0,8 mm, hmat: 1 m, sub.: 2 m, V_f : 10m/h)

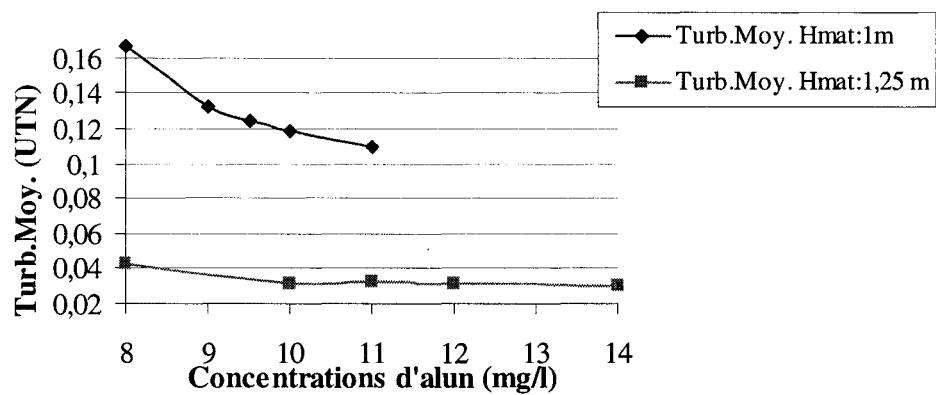


Figure 3: Variations de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction des conditions du prétraitement chimique à différents designs des filtres (D.E : 1mm, pilote)

**Annexe 2: Filtrabilité Membranaire sur les filtres en
nitrocellulose**

Tableau 1 : Conditionnements chimiques optimaux correspondants aux différents filtres Millipores

Porosité des filtres (μm)	Concentrations d'alun optimales (mg/l)	
	Selon la variation du temps de filtration (+/- 0,3)	Selon la variation de la turbidité moyenne de l'eau filtrée (+/- 0,2)
0,45	3,8	4,5
1,2	8	8,25
8	11,75	12

Tableau 2: Porosités des filtres en fonction de la concentrations d'alun calculées selon les deux équations respectives :

$$y = 0,0549 \exp(0,419 x) \quad (1)$$

$$y = 0,0545 \exp(0,427 x) \quad (2)$$

Concentration s d'alun : X (mg/l)	Porosité des filtres : Y (μm)			
	selon la variation de la Turb. Moy. (1)	Moyenne	selon la variation du temps de filtration (2)	Moyenne
6,5	0,8	1,0	0,9	1,1
7	1,0		1,1	
7,5	1,3		1,3	
8,5	1,9	2,4	2,1	2,6
9	2,4		2,5	
9,5	2,9		3,1	
10	3,6	4,5	3,9	4,9
10,5	4,5		4,8	
11	5,5		6,0	

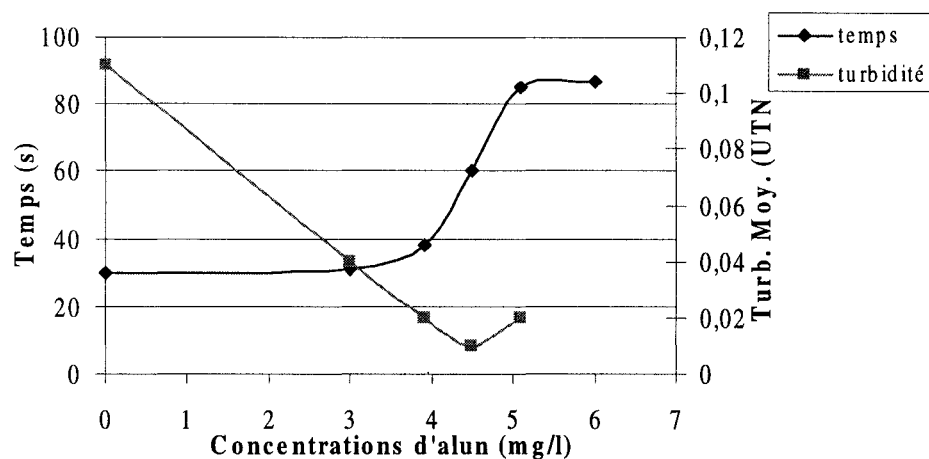


Figure 1: Variation des temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (filtre: 0,45 µm, V_{fil} : 250 ml)

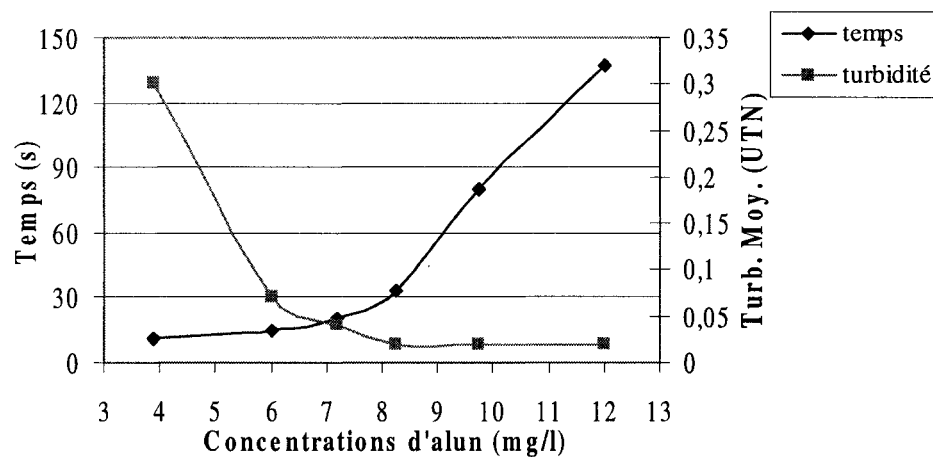


Figure 2: Variation des temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (filtre: 1,2 µm, V_{fil} : 300 ml)

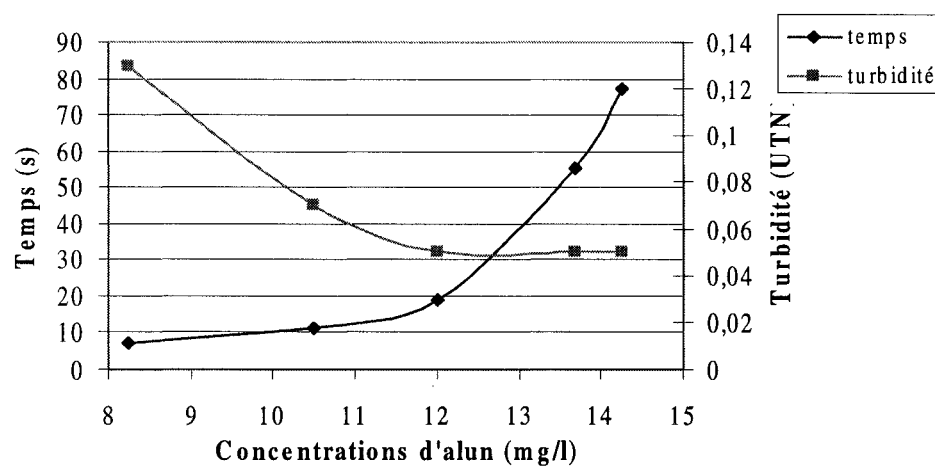
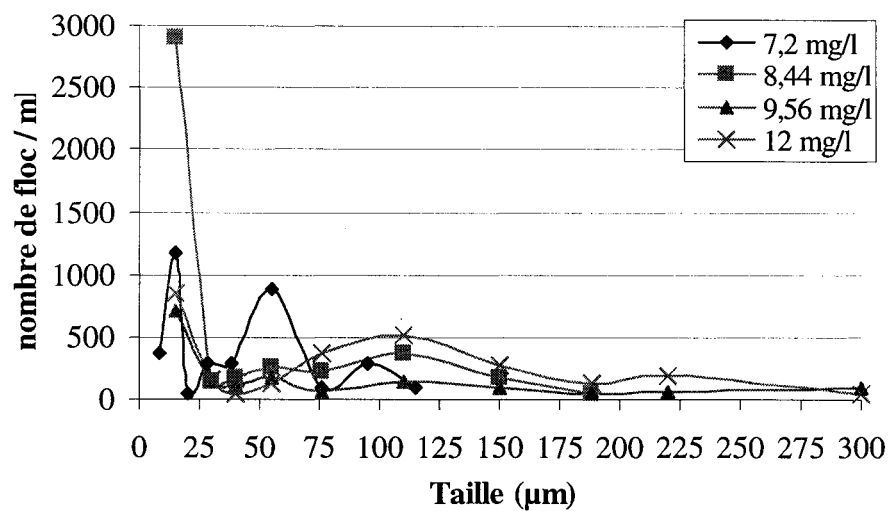
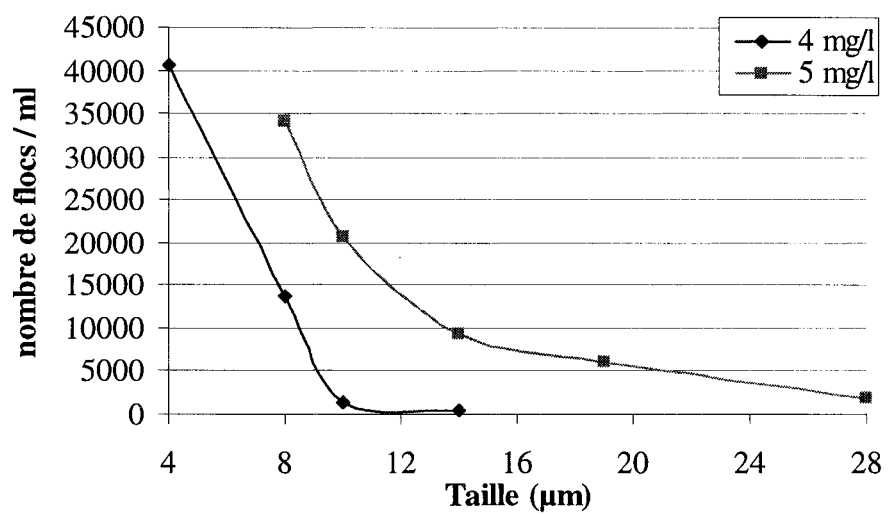


Figure 3: Variation des temps de filtration et de la turbidité moyenne de l'eau filtrée en fonction de la concentration d'alun (filtre: 8 μm , V_{fil} : 300 ml)

Annexe 3: Microscopie



(a)



(b)

Figure 1: Variation de la distribution de la taille des flocs en fonction de la concentration d'alun ($G = 100 \text{ s}^{-1}$)

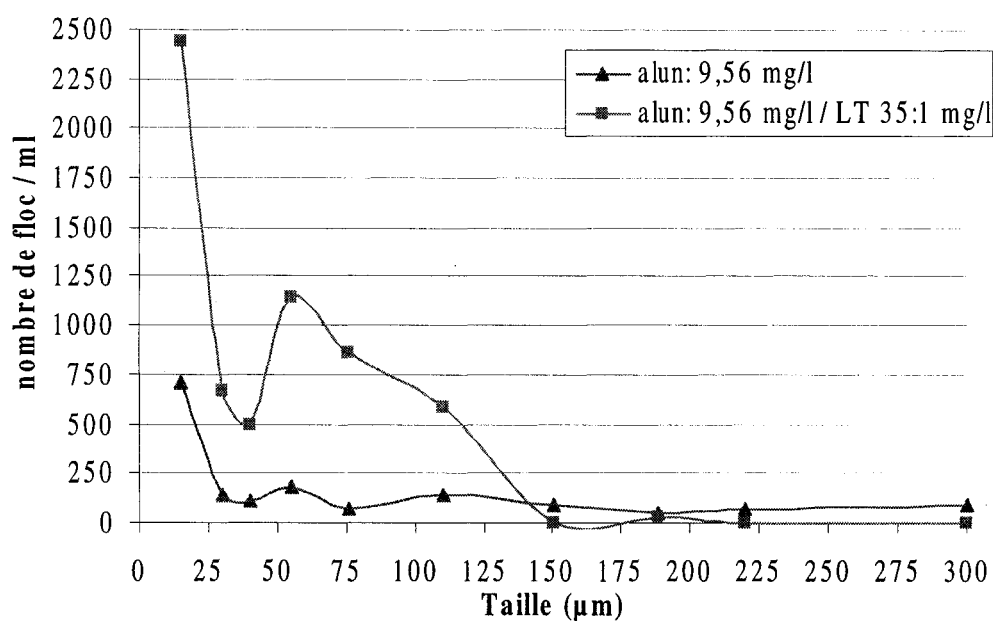


Figure 2: Variation de la distribution de la taille des floes en fonction des conditions du prétraitement (alun: 9,56 mg/l)

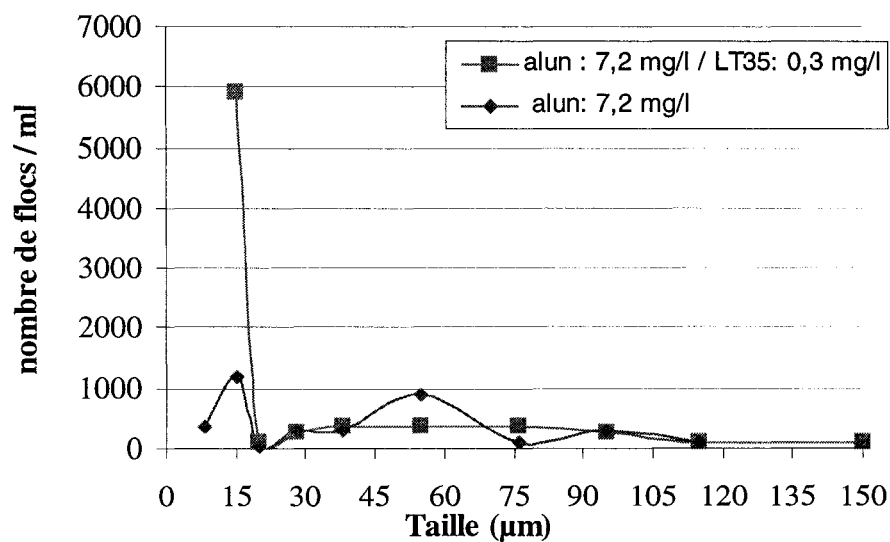


Figure 3: Variation de la distribution de la taille des floes en fonction des conditions du prétraitement (alun: 7,2 mg/l)

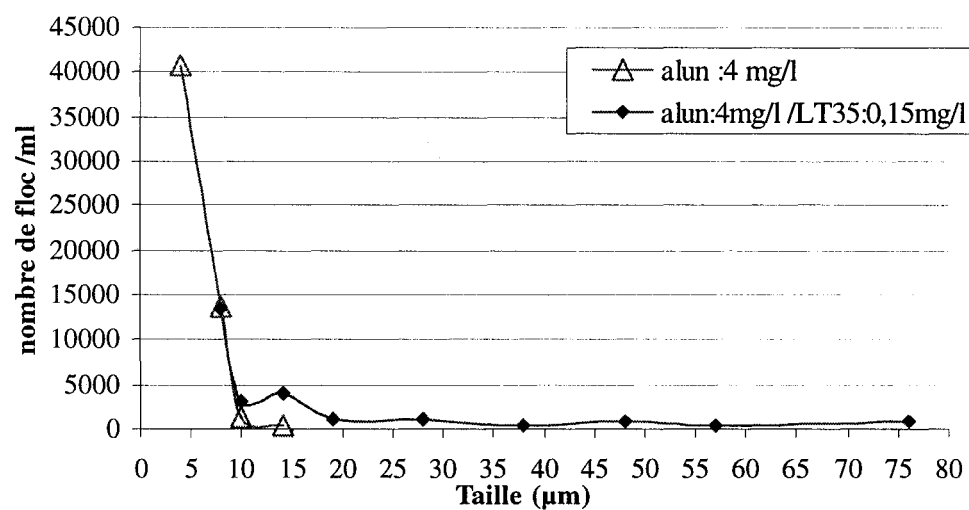


Figure 4: Variation de la distribution de la taille des floes en fonction des conditions du prétraitement (alun: 4 mg/l)

**Annexe 4: Paramètres de Performances de la filtration
pour chaque configuration des filtres**

Sable de D.E : 0,4 mm

hmat: 20 cm; tête d'eau: 80 cm

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	turb min (UTN)	particules (#/ml)
1248	5,5	0,71	37,29	21,93	83,9	0,475	0,482	259,26
1253	6	2,29	147,19	70,8	35,85	0,395	0,358	153,01
1255	6,5	2,3	185,63	71,3	17,93	0,286	0,232	146,95
1258	7	2,13	193	65,9	14,19	0,227	0,18	171,66
1261	7,5	2,03	194,7	62,5	13,27	0,223	0,15	215,05

hmat: 50 cm; tête d'eau: 1m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	turb min (UTN)	particules (#/ml)
1515	4,5	8,55	199,4	263,8	15,58	0,28	0,21	12,2
1517	5,5	5,32	217,1	164,3	6,91	0,17	0,11	14,9
1496	6,5	4,5	211,7	138,6	8,8	0,19	0,12	13,8
1439	7,5	3,28	209,7	101,2	8,34	0,12	0,08	10
1451	8,5	2,6	209,5	80,3	7,17	0,09	0,05	23,7
1468	10	2,14	204,2	66	8,59	0,08	0,05	24,8

hmat: 1m; tête d'eau: 2 m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	turb min (UTN)	particules (#/ml)
1258	5,5	4,419	211,81	136,41	8,02	0,172	0,12	3,94
1263	6	3,55	213,92	109,67	6,72	0,13	0,09	3,29
1266	6,5	2,8	206,46	86,62	8,68	0,096	0,07	3,07
1269	7	2,47	202,43	76,34	9,38	0,079	0,06	4,8
1271	7,5	2,31	198,91	71,43	9,96	0,069	0,05	4,52

Sable de D.E :1 mm

hmat: 1,25 m; tête d'eau: 2,5 m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	tur min (UTN)	particules (#/ml)
8	8	11,26	233,76	347,5	1,39	0,043	0,03	
1431	10	11,31	233,68	349,2	1,38	0,031	0,03	
1408	11	12,75	234,4	393,7	1,23	0,035	0,03	92,32
1450	12	9,46	232,6	292,15	1,65	0,031	0,03	
1441	14	10,7	233,4	329,2	1,46	0,035	0,03	

hmat: 1m; tête d'eau: 2 m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	tur min (UTN)	particules (#/ml)
1356	8	13,9784	232,3135	431,4335	2,17	0,167	0,098	91,22
1366	9	12,44	234,24	384	1,26	0,132	0,06	139
1323	9,5	9,8173	232,4834	303,003	1,64	0,124	0,07	141,53
1334	10	8,5082	228,1497	262,6	3,28	0,119	0,06	170,33
1340	11	7,3162	230,1595	225,8085	2,12	0,11	0,057	173,82

Sable de D.E :1,2 mm

hmat: 1,5 m; tête d'eau: 3 m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	tur min (UNT)
1554	8	26,37	237,6	813,9	0,43	0,041	0,03
1533	9	25,6	237	788,6	0,64	0,074	0,03
1550	10	22,8	237	704,2	0,71	0,073	0,028
1572	11	17,7	235,9	546,8	0,92	0,049	0,03
1565	12	14,32	235,8	442	0,38	0,045	0,03
1557	14	11,03	234,7	340,6	1,02	0,08	0,028

hmat: 1m; tête d'eau: 2 m

n° cycle	Concentrations d'alun (mg/l)	prod./cycle (m ³ /cycle)	prod./d (m ³ /m ² /d)	prod./cycle (m ³ /m ² /cycle)	perte d'eau (%)	turb moy à l'effluent (UTN)	tur min (UNT)	part moy à l'effluent (#/ml)
1402	8	7,8738	201,5847	243,0192	14,61	0,332	0,25	647,21
1352	9	6,69	219,5	206,6	6,59	0,237	0,138	847,13
1367	9,5	5,8558	216,4317	180,7331	7,62	0,243	0,152	689,5
1373	10	5,0588	215,3576	156,1359	7,72	0,247	0,16	600,23
1385	11	4,4409	216,9629	137,0637	6,63	0,217	0,12	896,44

**Annexe 5: Résultats des essais de filtration sur le
module de filtrabilité de Ives**

Diamètre effectif 0,4 mm

Co	Eau filtrée		H	Temps	H sable	Débit	Section	Vitesse	Vitesse	Indice de	Remarques	
	C-final	C-moy						Vr	Vth	Ives		
(UTN)	(UTN)	(UTN)	(cm)	(min)	(cm)	(cm ³ /min)	(cm ²)	(cm/min)	(cm/min)	à Vr	Dosage	Essai
4,9	4,5	4,1	4,5	5,33	4	187,62	11,34	16,54	16,67	0,0427	3,9	JT
4,9	2,5	2,6	3,4	5,35	4	186,92	11,34	16,48	16,67	0,0205	5,1	JT
5,0	1,3	1,3	3,6	5,48	4	182,48	11,34	16,09	16,67	0,0106	6	JT
4,9	0,6	0,5	3,5	5,18	4	193,05	11,34	17,02	16,67	0,0041	7,2	JT
4,9	0,13	0,16	4,1	5,53	4	180,83	11,34	15,95	16,67	0,0015	9	JT
5	0,14	0,15	3,9	5,3	4	188,68	11,34	16,64	16,67	0,0013	12	JT
5,1	3,9	3,7	9,9	5,5	12	181,82	11,34	16,03	16,67	0,0814	3,90	JT
5,2	1,1	1,36	10	5,47	12	182,82	11,34	16,12	16,67	0,0297	5,1	JT
5,2	0,4	0,53	9,5	5,37	12	186,22	11,34	16,42	16,67	0,0110	6,00	JT
5,2	0,19	0,26	10,6	5,42	12	184,50	11,34	16,27	16,67	0,0060	6,75	JT
5	0,15	0,25	9	5,4	12	185,19	11,34	16,33	16,67	0,0051	7,20	JT
5,2	0,08	0,13	10,6	5,19	12	192,68	11,34	16,99	16,67	0,0030	9	JT
5,2	0,04	0,1	10,6	5,28	12	189,39	11,34	16,70	16,67	0,0023	12	JT
5,1	3,9	3,7	16,8	5,4	20	185,19	11,34	16,33	16,67	0,1382	3,9	JT
5	0,70	1,1	16,3	5,12	20	195,31	11,34	17,22	16,67	0,0407	5,1	JT
4,9	0,26	0,38	13,8	5,58	20	179,21	11,34	15,80	16,67	0,0121	6	JT
5	0,17	0,26	16,5	5,18	20	193,05	11,34	17,02	16,67	0,0097	6,75	JT
5	0,12	0,21	17,5	5,48	20	182,48	11,34	16,09	16,67	0,0083	7,20	JT
5	0,07	0,14	17,4	5,38	20	185,87	11,34	16,39	16,67	0,0055	9	JT
5,1	0,04	0,12	16,4	5,55	20	180,18	11,34	15,89	16,67	0,0044	12	
5	3,7	3,8	34	5,43	36	184,16	11,34	16,24	16,67	0,2930	3,9	JT
5	0,6	0,7	28,3	5,27	36	189,75	11,34	16,73	16,67	0,0449	5,1	JT
5	0,23	0,36	30,6	5,48	36	182,48	11,34	16,09	16,67	0,0250	6	JT
5,2	0,14	0,27	34,3	5,38	36	185,87	11,34	16,39	16,67	0,0202	6,75	JT
5,1	0,11	0,2	30,2	5,38	36	185,87	11,34	16,39	16,67	0,0134	7,2	JT
5	0,05	0,11	32,9	5,63	36	177,62	11,34	15,66	16,67	0,0082	9	JT
5,1	0,1	0,1	34,4	5,2	36	192,31	11,34	16,96	16,67	0,0076	12	JT

Diamètre effectif 0,8 mm

Co	Eau filtrée		H	Temps	H sable	Débit	Section	Vitesse	Vitesse	Indice de Ives	Remarques	
	C-final	C-moy						Vr	Vth			
(UTN)	(UTN)	(UTN)	(cm)	(min)	(cm)	(cm ³ /min)	(cm ²)	(cm/min)	(cm/min)	à Vr	Dosage	Essai
5,2	3,8	3,7	1,9	5,25	4	190,48	11,34	16,80	16,67	0,0153	5,1	JT
5,3	2,7	2,4	1,9	5,2	4	192,31	11,34	16,96	16,67	0,0098	7,2	JT
5	2,3	1,7	1,9	5,05	4	198,02	11,34	17,46	16,67	0,0073	7,88	JT
5,4	2,2	1,7	2	5,32	4	187,97	11,34	16,58	16,67	0,0071	9	JT
5,4	2,2	1,7	2,1	5,29	4	189,04	11,34	16,67	16,67	0,0075	9,75	JT
5,4	2,3	1,7	2,1	5,32	4	187,97	11,34	16,58	16,67	0,0075	12	JT
5,1	2,4	2,5	4,3	5,3	12	188,68	11,34	16,64	16,67	0,0239	5,1	JT
5,2	0,72	0,6	5,7	5,2	12	192,31	11,34	16,96	16,67	0,0075	7,2	JT
5,1	1,5	0,63	4,4	5,23	12	191,20	11,34	16,86	16,67	0,0062	7,88	JT
5,3	0,5	0,36	4,7	5,07	12	197,24	11,34	17,39	16,67	0,0036	9	JT
5,3	0,38	0,3	4,7	5,02	12	199,20	11,34	17,57	16,67	0,0030	9,75	JT
5,4	0,45	0,3	4,3	5,13	12	194,93	11,34	17,19	16,67	0,0027	12	JT
5	4,6	4,1	6,2	5,13	20	194,93	11,34	17,19	16,67	0,0577	3,9	JT
5	2,1	2,4	8,2	5,43	20	184,16	11,34	16,24	16,67	0,0446	5,1	JT
5,1	0,33	0,35	7,5	5,37	20	186,22	11,34	16,42	16,67	0,0058	7,2	JT
5,2	0,21	0,25	9,9	5,17	20	193,42	11,34	17,06	16,67	0,0054	7,88	JT
5,1	0,2	0,22	7,9	5,16	20	193,80	11,34	17,09	16,67	0,0039	8,25	
5,2	0,12	0,15	7,8	5,33	20	187,62	11,34	16,54	16,67	0,0026	9	JT
5,1	0,14	0,16	6,7	5,23	20	191,20	11,34	16,86	16,67	0,0024	9,75	JT
5,1	0,15	0,12	9,9	5	20	200,00	11,34	17,64	16,67	0,0026	12	
4,9	1,88	2,3	10,2	5,35	28	186,92	11,34	16,48	16,67	0,0543	5,1	JT
4,8	0,3	0,3	10,1	5,13	28	194,93	11,34	17,19	16,67	0,0072	7,2	JT
4,9	0,14	0,21	9,4	5,45	28	183,49	11,34	16,18	16,67	0,0046	7,88	JT
5,1	0,16	0,19	9	5,33	28	187,62	11,34	16,54	16,67	0,0038	8,25	JT
4,8	0,09	0,12	10,9	5,23	28	191,20	11,34	16,86	16,67	0,0031	9	JT
5	0,06	0,08	10,7	5,12	28	195,31	11,34	17,22	16,67	0,0019	12	JT
5,1	1,37	1,84	13,5	5,4	36	185,19	11,34	16,33	16,67	0,0552	5,1	JT
5,1	0,19	0,24	14	5,05	36	198,02	11,34	17,46	16,67	0,0075	7,2	JT
5	0,13	0,18	15,1	5,32	36	187,97	11,34	16,58	16,67	0,0062	7,88	JT
5	0,1	0,12	11,1	5,23	36	191,20	11,34	16,86	16,67	0,0030	8,25	JT
5	0,07	0,13	14,7	5,35	36	186,92	11,34	16,48	16,67	0,0043	9	JT
5	0,05	0,08	14,9	5,17	36	193,42	11,34	17,06	16,67	0,0027	12	JT

Annexe 6: Variation de la qualité de l'eau du réseau

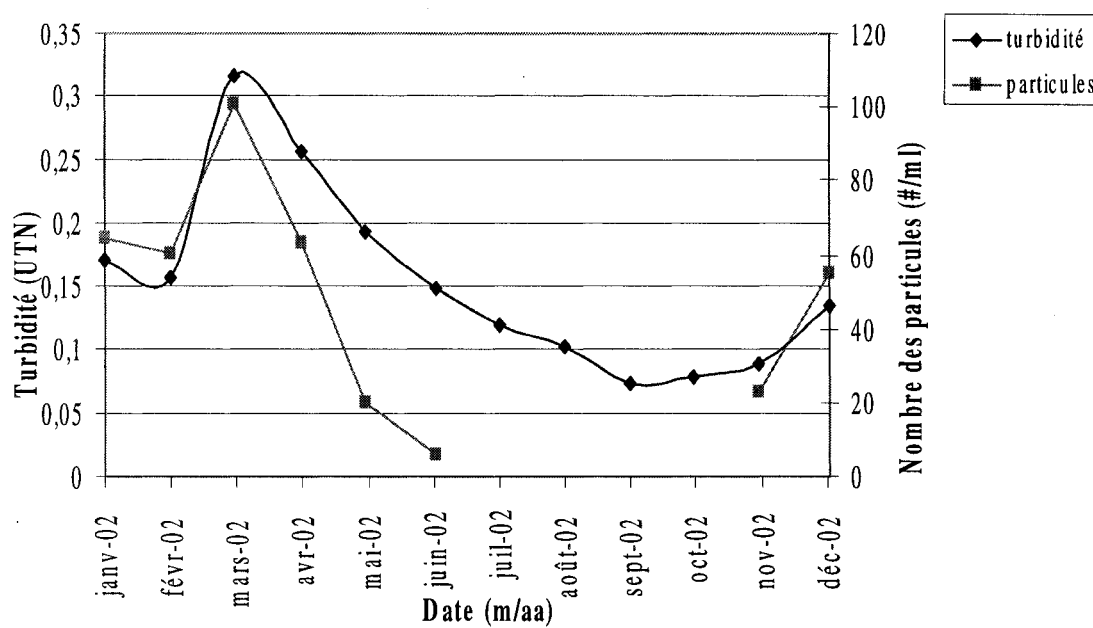


Figure 1 : Évolution de la turbidité et du compte des particules durant l'année d'études

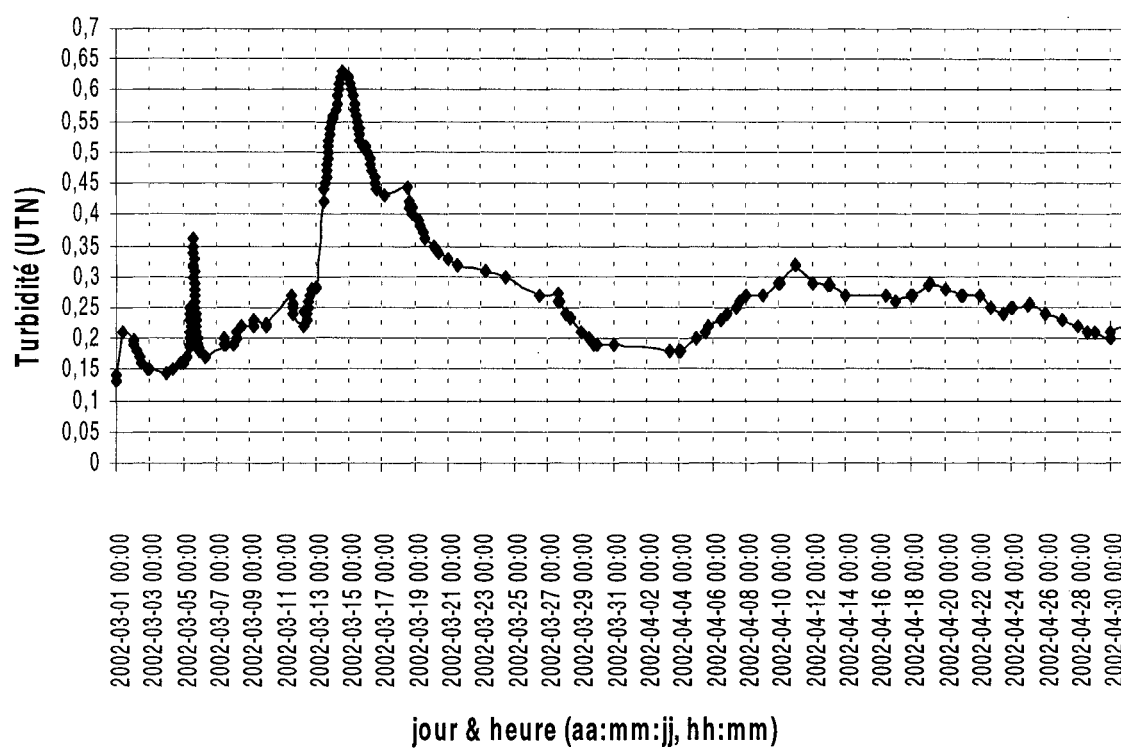


Figure 2: Variation de la turbidité de l'eau du réseau en fonction du temps