

Titre: Impact de l'utilisation d'un polymère biosourcé sur la réduction du colmatage en filtration granulaire
Title: colmatage en filtration granulaire

Auteur: Laura-Delly Ouellet
Author:

Date: 2017

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Ouellet, L.-D. (2017). Impact de l'utilisation d'un polymère biosourcé sur la réduction du colmatage en filtration granulaire [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie. <https://publications.polymtl.ca/2917/>
Citation:

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

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/2917/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Benoit Barbeau
Advisors:

Programme: Génie civil
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

IMPACT DE L'UTILISATION D'UN POLYMÈRE BIOSOURCÉ SUR LA RÉDUCTION DU
COLMATAGE EN FILTRATION GRANULAIRE

LAURA-DELLY OUELLET

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)

NOVEMBRE 2017

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

IMPACT DE L'UTILISATION D'UN POLYMÈRE BIOSOURCÉ SUR LA RÉDUCTION DU
COLMATAGE EN FILTRATION GRANULAIRE

présenté par : OUELLET Laura-Delly

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

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

Mme PRÉVOST Michèle, Ph. D., présidente

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., membre et directeur de recherche

M. DELAISSE Gilles, M.Sc.A., membre

REMERCIEMENTS

Je tiens d'abord à remercier mon directeur de recherche Benoit Barbeau pour m'avoir donné le goût de poursuivre mes études en traitement des eaux et pour m'avoir convaincue d'aller vers la maîtrise recherche. Je le remercie également pour sa patience, son expertise et son appui tout au long de ces deux années.

Ensuite, je voudrais remercier Isabelle Papineau qui est revenue de son congé de maternité juste au bon moment pour m'aider avec mon projet, toujours disponible quand j'en avais besoin, et toujours de bons conseils lors mes petits moments de doute.

Je dois aussi absolument remercier Mireille Blais, Yves Fontaine et Jacinthe Mailly qui m'ont été d'une aide indispensable. Je remercie Mireille et Yves pour m'avoir aidée avec mon pilote, du début à la fin, que ce soit pour le montage, les multiples réparations et nettoyages et pour tous les précieux conseils. Yves, merci de t'être déplacé chaque semaine pour aller me chercher de l'eau brute, beau temps, mauvais temps. Mireille, merci pour les analyses de fer et ta patiente légendaire. Jacinthe, merci pour les mille et une analyses de COD et CODB et pour tout le temps que tu as passé avec cette machine qui n'acceptait qu'un seul échantillon à la fois.

Je remercie également tous les autres membres du CREDEAU pour la qualité de l'environnement de travail. Ce fut un plaisir de travailler avec vous et participer aux diners de groupes.

Je voudrais aussi remercier tous mes collègues de bureau et certains étudiants au doctorat, notamment Mathieu Lapointe et Évelyne Doré. Mathieu, merci de m'avoir mise sur le bon chemin dès le départ et d'avoir répondu à toutes mes questions avec une rapidité exceptionnelle. Évelyne, sans toi mes journées au laboratoire, dans notre petit coin isolé, auraient été très longues.

Finalement, je remercie ma famille pour les encouragements pendant toutes ces années. Eh oui, j'ai passé plus de six ans à Polytechnique ! Et un énorme merci à Lance, mon amoureux, pour son support moral durant ces deux dernières années.

RÉSUMÉ

Afin de faciliter la filtration, l'eau potable subit généralement un prétraitement chimique. Bien souvent, le flocculant utilisé dans les installations est un polyacrylamide (PAM), un polymère organique synthétique efficace, mais visqueux et colmatant. De plus, le PAM contient une concentration résiduelle du monomère, l'acrylamide, qui est susceptible d'être cancérigène pour l'être humain. Son utilisation en eau potable est donc réglementée, typiquement en limitant le dosage maximal de PAM applicable durant le traitement en fonction de la pureté du produit. Alternativement au PAM, des polymères à base d'amidon activée sont disponibles commercialement depuis quelques années. Ces produits ne contiennent pas d'acrylamide et possèdent des caractéristiques distinctes du PAM.

L'objectif principal de ce projet de recherche est de comparer les effets de l'utilisation d'un polymère anionique à base d'amidon activé (Hydrex-3842) à ceux d'un polyacrylamide anionique (Hydrex-3551) en floculation de l'eau potable sur l'étape de filtration granulaire. Dans le but de déterminer si l'utilisation d'un polymère non toxique à base d'amidon permet de réduire le caractère colmatant d'une eau coagulée, floculée et décantée et réduire la progression des pertes de charge dans un filtre granulaire, des essais ont été menés au Laboratoire CREDEAU de Polytechnique Montréal. Pour évaluer les performances des deux flocculants, les paramètres suivants ont été retenus : l'indice de filtrabilité et le temps de filtration sur une membrane de 0,45 µm de porosité, les pertes de charge à travers les filtres, la turbidité à l'eau filtrée, le pH et le compte de particules, l'abattement en carbone organique dissous, l'absorbance ultraviolette et la concentration en carbone organique dissous biodégradable à l'eau traitée.

Les résultats des essais de filtrabilité ont démontré que le polymère biosourcé cause moins de colmatage que le polyacrylamide ce qui s'est traduit par une réduction de la progression des pertes de charge dans un filtre bicouche composé de sable et d'anthracite. Quant à la qualité de l'eau filtrée, en comparaison au polyacrylamide, les résultats indiquent que le flocculant à base d'amidon n'a pas un impact statistiquement différent sur l'abattement de matière organique dans les filtres. La concentration moyenne en carbone organique dissous biodégradable à l'eau filtrée est demeurée sous les 0,15 mg C/L pour les deux polymères. Par contre, contrairement au PAM, aucune percée de turbidité ou de particules n'a été observée avec l'utilisation du polymère biosourcé. Globalement, ce projet a permis de conclure que, pour les conditions à l'étude, l'utilisation de polymère à base d'amidon réduisait le taux de colmatage des filtres.

ABSTRACT

To facilitate filtration, drinking water generally undergoes a chemical pretreatment. The flocculant used in the facilities is often a polyacrylamide (PAM), an effective synthetic organic polymer, but also viscous and causes clogging. Furthermore, PAM contains a residual concentration of the monomer, acrylamide, which is likely to be carcinogenic to humans. Its use in drinking water is therefore regulated, typically by limiting the maximum dosage of PAM applicable during the treatment depending on the purity of the product. As an alternative to PAM, activated starch-based polymers have been commercially available for some years. These products do not contain acrylamide and have distinct characteristics from PAM.

The main objective of this research project is to compare the effects of the use of an anionic polymer based on activated starch (Hydrex-3842) with those of an anionic polyacrylamide (Hydrex-3551) for the flocculation of drinking water on the granular filtration step. To determine if the use of a non-toxic starch-based polymer reduces the stickiness of a coagulated, flocculated and decanted water and reduces head-losses in a granular filter, pilot scale tests were conducted in the CREDEAU Laboratory of Polytechnique Montreal. To evaluate the performance of the two flocculants, the parameters monitored were: the filterability index and the filtration time through a membrane of 0,45 μm porosity, head-loss across filters, turbidity in filtered water, pH, particle count, dissolved organic carbon, ultraviolet absorbance and biodegradable dissolved organic carbon concentration in filtered water.

The results of the filterability tests demonstrated that bio-based polymer causes less clogging than PAM, which has resulted in a reduction in the progression of head-losses in a bilayer filter composed of sand and anthracite. As for the quality of the filtered water, compared to PAM, results indicate that the starch-based flocculant does not have a statistically different impact on the organic matter removal in the filters. The average concentration of biodegradable dissolved organic carbon in filtered water remained below 0,15 mg C/L for both polymers. However, unlike PAM, no turbidity or particles breakthrough was observed with the use of the bio-based polymer. Overall, this project concluded that, for the conditions evaluated, the use of the starch-based polymer reduced the clogging rate of the filters.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	III
RÉSUMÉ.....	IV
ABSTRACT	V
TABLE DES MATIÈRES	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	VIII
LISTE DES FIGURES.....	X
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XIV
LISTE DES ANNEXES.....	XVI
CHAPITRE 1 INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE	3
2.1 Composés colmatants.....	3
2.1.1 Composés d'origine naturelle.....	3
2.1.2 Composés ajoutés lors du traitement de l'eau	8
2.2 Filtration rapide sur lit granulaire multimédia	20
2.2.1 Principes généraux	22
2.2.2 Mécanismes de transport.....	29
2.2.3 Perte de charge	34
2.2.4 Indice de filtrabilité	38
2.2.5 Crédits d'enlèvement accordés à la filtration directe et conventionnelle.....	39
3.1 Synthèse et critique des travaux antérieurs	42
3.2 Objectifs	43
3.3 Hypothèses	43
CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE.....	45

4.1	Prétraitements chimiques	45
4.2	Caractéristiques physico-chimiques des eaux	46
4.2.1	Eau déchlorée	48
4.3	Montage expérimental	49
4.3.1	Essais de filtration	49
4.3.2	Essais de filtrabilité	50
4.4	Analyses statistiques	50
CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION		53
5.1	Dosage de polymères	53
5.2	Indice de filtrabilité	57
5.3	Pertes de charge en filtration granulaire	61
5.3.1	Pertes de charge initiales	61
5.3.2	Progression des pertes de charge sans ajout de coagulant	62
5.3.3	Progression des pertes de charge avec ajout de coagulant	67
5.3.4	Taille et volume des floes	71
5.4	Impact du type de polymère sur la qualité de l'eau	76
5.4.1	Acidité (pH)	76
5.4.2	Enlèvement de particules	76
5.4.3	Carbone organique dissous, absorbance UV et SUVA	76
5.4.4	Carbone organique dissous biodégradable (CODB)	77
5.4.5	Bilans de masse sur le carbone organique	78
CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS		81
BIBLIOGRAPHIE		84
ANNEXES		97

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Tailles des agents pathogènes retrouvés dans l'eau de surface (Amirtharajah, 1988; Emelko, Huck, & Coffey, 2005; Habibian & O'Melia, 1975; Hilmo & Cleasby, 1986; C.R. O'Melia et al., 1997; Riddick, 1964; J.E. Tobiason & O'Melia, 1988)	4
Tableau 2.2 : Exemples de méthodes analytiques de détection de l'acrylamide (World Health Organization (WHO), 2011)	16
Tableau 2.3 : Propriétés physiques typiques du média dans un filtre bicouche (American Water Works Association (AWWA), 1999; Crittenden et al., 2012; Kawamura, 2000; Ten States Standards, 2012).....	25
Tableau 2.4 : Paramètres adimensionnels intervenant dans l'Équation 2.8.....	33
Tableau 2.5 : Valeurs recommandées pour l'Équation 2.17	36
Tableau 2.6 : Objectifs de traitement pour l'eau de surface (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016)	39
Tableau 2.7 : Crédits d'enlèvement des kystes de <i>Giardia</i> obtenus pour les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012).....	40
Tableau 2.8 : Crédits d'enlèvement des oocystes de <i>Cryptosporidium</i> obtenus par les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012).....	41
Tableau 2.9 : Crédits d'enlèvement des virus obtenus par les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012).....	41
Tableau 4.1 : Caractérisation des paramètres physico-chimiques de l'eau brute, l'eau coagulée et/ou floculée et l'eau filtrée.....	47
Tableau 4.2 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau déchlorée.....	48
Tableau 4.3 : Valeurs des ratio L/D_{10} et $D_{\text{colonne}}/D_{10}$	49
Tableau 5.1 : Pertes de charge initiales à 20°C en fonction des valeurs typiques (Tableau 2.3) ...	61
Tableau 5.2 : Bilans de masse de COD et CODB	79

Tableau 5.3 : Mesures de COD et CODB avec 2 mg/L de polymère dans de l'eau MilliQ®80

Tableau A.1 : Granulométrie des médias97

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Concentration des espèces hydrolysées de Fe(III) et d'Al(III) en équilibre avec les hydroxydes à 25°C à force ionique nulle (tirée de Duan and Gregory (2003))	11
Figure 2.2 : Structure moléculaire du APAM où la charge dépend des valeurs de x et y.....	14
Figure 2.3 : Structure moléculaire du monomère d'acrylamide.....	16
Figure 2.4 : Structure moléculaire de l'amylose et l'amylopectine (adaptée de Iannace and Park (2016)).....	19
Figure 2.5 : Exemple de filtre granulaire gravitaire (R. Desjardins, 1997).....	22
Figure 2.6 : Turbidité à l'effluent en fonction du temps afin d'illustrer la qualité de l'eau filtrée lors de la maturation du filtre, la période de filtration efficace et la percée (tirée de Crittenden et al. (2012)).....	29
Figure 2.7 : Ratios critiques de diamètre entre particules (d_p) et collecteurs (D_{10}) pour un pore triangulaire (adaptée de Herzig (1970))	30
Figure 2.8 : Mécanismes de transport sur collecteur unique (adaptée de Ives (1970); Yao et al. (1971)).....	31
Figure 2.9 : Variation de la perte de charge (H) dans un filtre en fonction du temps (t) (adaptée de Ives (1980))	37
Figure 4.1 : Prétraitements chimiques évalués.....	46
Figure 4.2 Schéma complet du montage	52
Figure 5.1 : Enlèvement de fer total pour l'eau brute (EB) seulement (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)	54
Figure 5.2 : Concentration de fer total dans l'eau à l'entrée des filtres granulaires à l'eau brute (EB) (a) et dans l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (c)	55

- Figure 5.3 : Concentration de fer total dans l'eau à l'entrée des filtres granulaires avec ajout de coagulant seulement (EB + Fer) (a) et dans l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique avec coagulant (EB + Fer + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (c).....56
- Figure 5.4 : Indice de filtrabilité (200 ml, 20 po Hg) de l'eau brute (EB) seulement (a), l'eau avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)58
- Figure 5.5 : Courbes de tendances des valeurs moyennes d'indice de filtrabilité (volume de 200 ml, sous une pression de négative de 20 po Hg) de la Figure 5.459
- Figure 5.6 : Temps de filtration moyens sur membrane de 0,45 μm à 20 po Hg de l'eau brute (EB) floculée avec le PAM (a), l'amidon (b) et de l'eau coagulée (Fer) et floculée avec le PAM (c) et l'amidon (d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)60
- Figure 5.7 : Pertes de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (a1 et a2) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (b1 et b2) (les figures a2 et b2 sont des agrandissements des figures a1 et b1 respectivement et les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)64
- Figure 5.8 : Progression des pertes de charge dans les filtres granulaires avec l'eau brute (EB) (a) et avec l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (c) (la zone grise représente les valeurs sous le seuil de la détection visuelle)65
- Figure 5.9 : Turbidité à l'eau filtrée (EF) et enlèvement de turbidité dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (PAM) (a et c) ou de polymère à base d'amidon (Amidon) (b et d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)66
- Figure 5.10 : Perte de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + Fer +

PAM) (a) ou de polymère à base d'amidon (EB + Fer + Amidon) (b) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas).....68

Figure 5.11 : Progression des pertes de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant seulement (EB + Fer) (a) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique avec coagulant (EB + Fer + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (c) (les valeurs en rouge sont les moyennes et les écarts-types)69

Figure 5.12 : Turbidité à l'eau filtrée (EF) et enlèvement de turbidité dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant (Fer) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + Fer + PAM) (a et c) ou de polymère à base d'amidon (EB + Fer + Amidon) (b et d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)70

Figure 5.13 : D_N des floccs à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)73

Figure 5.14 : D_v des floccs à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)74

Figure 5.15 : Volume de floccs à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)75

Figure 5.16 : Différence entre la concentration de carbone organique dissous (COD) de l'entrée et la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)77

Figure 5.17 : Concentration de carbone organique dissous biodégradable (CODB) à l'eau filtrée (EF) pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f) (la zone grise représente les valeurs sous 0,15 mg/L)78

Figure B.1 : pH à l'entrée des filtres avec l'eau brute (EB) seulement (a), eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)98

Figure C.1 : Enlèvement de particules (C/C₀) dans les filtres en fonction du temps pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (c) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (d) (les barres d'erreur représentent les valeurs maximales et minimales des duplicatas)99

Figure D.1 : Différence d'absorbance ultraviolette (ABS. UV) à 254 nm entre l'entrée et la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)..... 100

Figure E.1 : SUVA (254 nm) de l'eau filtrée (EF) à la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)..... 101

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ε_0	Coefficient de porosité
μ_{eau}	Viscosité dynamique de l'eau (Pa*s ou kg/m*s)
ν_{eau}	Viscosité cinématique de l'eau (m ² /s)
ρ_{eau}	Masse volumique de l'eau (kg/m ³)
ρ_p	Masse volumique de la particule (kg/m ³)
φ	Coefficient de sphéricité
A_λ	Absorbance à la longueur d'onde λ
AHA	Acide haloacétique
C	Concentration de particules à l'effluent (nombre de particules/ml)
C_0	Concentration de particules à l'affluent (nombre de particules/ml)
COD	Carbone organique dissous (mg C/L)
CODB	Carbone organique dissous biodégradable (mg C/L)
COT	Carbone organique total (mg C/L)
CU	Coefficient d'uniformité
D_{10}	Diamètre effectif des grains de média (m)
D_{60}	Diamètre nominal du tamis qui laisse passer 60% du média (m)
Da	Dalton
$D_{colonne}$	Diamètre de la colonne (m)
D_N	Diamètre moyen basé sur le nombre (m)
d_p	Diamètre de la particule (m)
D_V	Diamètre moyen basé sur le volume (m)
EB	Eau brute
EF	Eau filtrée

F	Nombre de filtrabilité
g	Accélération gravitationnelle (9,81 m/s ²)
H	Perte de charge (m)
H ₀	Perte de charge initiale (m)
IF	Indice de filtrabilité
k	Constante de Boltzmann (1,3805 * 10 ⁻²³ J/K)
k _p	Perméabilité hydraulique (cm/s)
k _i	Coefficient dû aux forces d'inertie
k _v	Coefficient dû aux forces visqueuses
L	Épaisseur de la couche de média (m)
MON	Matière organique naturelle
PAM	Polyacrylamide
PVC	Polychlorure de vinyle
Q	Débit (m ³ /h)
Re	Nombre de Reynolds
R _p	Rayon de la particule (m)
SUVA	Absorbance UV spécifique (L/mg*m)
t	Temps (s)
T	Température (°C ou K)
T _λ	Transmittance à la longueur d'onde λ
THM	Trihalométhane
U	Vitesse superficielle de l'eau (m/s)
UTN	Unité de turbidité néphélométrique
UV	Rayonnement ultraviolet

LISTE DES ANNEXES

Annexe A – Granulométrie des médias.....	97
Annexe B – pH à l’entrée des filtres	98
Annexe C – Enlèvement de particules	99
Annexe D – Absorbance UV.....	100
Annexe E – SUVA	101

CHAPITRE 1 INTRODUCTION

La filtration de l'eau est au cœur du traitement pour la production d'eau potable à l'aide d'une filière conventionnelle. Dans le but de faciliter la filtration, un prétraitement chimique, la coagulation, est effectué en amont. Cela consiste à injecter un coagulant à l'eau brute pour amorcer l'agglomération des particules indésirables responsables de la turbidité et la couleur formant ainsi des amas floconneux nommés flocs. Dans le but d'améliorer l'agglomération des particules, un aide-coagulant est habituellement injecté à la suite du coagulant. Cette étape porte le nom de floculation. Les aides coagulants ou floculants sont des polymères également appelés polyélectrolytes puisqu'ils sont solubles dans l'eau et possèdent une charge ionique. Toutefois, il arrive que le terme polyélectrolyte soit également utilisé pour désigner des polymères non ioniques (Ives, 1978). Les polymères sont utilisés en traitement des eaux potables depuis la fin des années 1950 (Kawamura, 1976). Ceux-ci participent à produire des flocs de plus grande dimension et plus résistants au cisaillement (Dickinson & Eriksson, 1991; Gregory & Barany, 2011; C. R. O'Melia, 1969). L'ajout d'un floculant permet non seulement de réduire la dose de coagulant utilisée, mais également d'atténuer l'impact de fluctuations d'alcalinité et de dureté de l'eau brute, de débits de production, ainsi que de réduire le volume de boues produites (Dentel, Bober, Shetty, & Resta, 1986). À la suite de la floculation, vient la décantation, où les flocs sont séparés de l'eau clarifiée. Certaines filières ne sont pas munies d'une étape de décantation et, par conséquent, l'eau coagulée et floculée est filtrée (filtration directe). Finalement, l'eau filtrée est désinfectée et ensuite distribuée.

De nos jours, la quasi-totalité des installations nord-américaines de traitement d'eau potable qui possèdent une filière conventionnelle utilise des polymères synthétiques comme aide-coagulant. Cependant, plusieurs problèmes peuvent survenir dans les filtres en raison de l'utilisation non optimale de polymères, tels que la formation de « mud balls », le développement d'une perte de charge excessive et un détachement inadéquat des particules lors des rétrolavages. En effet, les floculants produisent une eau plus colmatante (B. Bolto & Gregory, 2007; Ives, 1978) qui peut induire une perte de charge plus importante sur les filtres qui y sont exposés en excès (Conley, 1961; Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982).

Les produits à base de polyacrylamide (PAM) sont courants (B. A. Bolto, 1995; Dencs, Nos, Dencs, & Marton, 2004; Fielding, 1999; Ives, 1978). Néanmoins, ces produits constituent la principale

source de contamination de l'eau potable à l'acrylamide. En effet, les polyacrylamides commercialisés pour le traitement de l'eau potable sont produits à partir du monomère d'acrylamide et en contiennent une concentration résiduelle après la polymérisation (Letterman & Pero, 1990; Mallevialle, Bruchet, & Fiessinger, 1984). Malheureusement, l'acrylamide est toxique et n'est pas éliminé dans la chaîne de traitement conventionnelle (World Health Organization (WHO), 2004).

Diminuer la dose de PAM ou utiliser un PAM ayant une plus grande pureté permet certainement de réduire la concentration d'acrylamide dans l'eau potable, mais il est possible de produire des eaux sans acrylamide en ayant recours à un polymère alternatif. De nombreux polysaccharides naturels, non toxiques et biodégradables, ont déjà été évalués à cette fin (B. Bolto & Gregory, 2007). Des polymères biosourcés, sont actuellement sur le marché et font l'objet de remplacement potentiel pour le PAM anionique (APAM), notamment, des produits anioniques à base d'amidon (Dencs et al., 2004; Gaid & Sauvignet, 2011; Lapointe & Barbeau, 2015, 2016).

Ce mémoire traite de l'impact de l'utilisation d'un polymère anionique à base d'amidon sur l'opération de filtres granulaires. L'objectif de ce projet n'est pas d'évaluer la performance du polymère en matière d'efficacité de floculation, mais bien de comparer la répercussion de son utilisation par rapport à l'utilisation d'un APAM sur la performance de la filtration granulaire, et ce, dans des conditions d'opération optimales et sous-optimales de l'étape de floculation/décantation.

CHAPITRE 2 REVUE CRITIQUE DE LA LITTÉRATURE

Le présent projet de recherche porte sur l'étude du colmatage de filtres granulaires utilisés pour la production d'eau potable. Cette revue de la littérature est donc scindée en deux volets. Le premier volet porte sur les composés colmatants que l'on retrouve dans les eaux de surface et ceux qui sont ajoutés lors du traitement de celle-ci. Le second volet présente les concepts de base en filtration granulaire ainsi que les mécanismes de colmatages observés lorsque ce procédé est utilisé.

2.1 Composés colmatants

D'ordre général, la capacité de production d'une filière conventionnelle de traitement de l'eau potable est limitée par l'étape de filtration granulaire en raison du lavage des filtres. Plus précisément, à la suite d'une percée de turbidité ou l'atteinte d'une perte de charge dictée par des points de consignes, les filtres granulaires sont mis hors service pour être lavés à contre-courant. Par conséquent, l'accumulation de matière en suspension induit un colmatage des filtres ce qui se répercute en une progression de la perte de charge plus élevée et un cycle de filtration plus court. L'eau de surface contient naturellement des composés colmatants, mais le traitement de l'eau requiert également l'ajout de produits colmatants pour augmenter l'efficacité de capture des colloïdes et des matières en suspension de la décantation et de la filtration.

2.1.1 Composés d'origine naturelle

La provenance et la concentration des impuretés contenues dans les eaux de surface, c'est-à-dire la matière organique dissoute et colloïdale, les sels dissous et les matières en suspension (B. Bolto & Gregory, 2007) varient selon les saisons (Johnsen et al., 1987).

2.1.1.1 Matière organique

De manière générale, la couleur de l'eau de surface est imputable à la matière organique (Packham, 1962). La matière organique naturelle retrouvée dans l'eau de surface peut être composée de zooplancton, phytoplancton, bactéries, virus, complexes d'argile, acides humiques, acides humiques, protéines, polysaccharides, acides fulviques, acides gras, glucides, acides aminés et dans certains cas, d'hydrocarbures (B. Bolto & Gregory, 2007).

Selon la taille des particules, la matière organique peut être divisée en trois catégories : la matière particulaire, la matière colloïdale et la matière dissoute. D'ordre général, le zooplancton, le phytoplancton et la majorité des bactéries font partie de la matière particulaire et la matière dissoute est définie comme étant les composés passant à travers un filtre d'une porosité de 0,45 µm. En ce qui concerne la matière colloïdale, les critères de classement peuvent varier d'un auteur à l'autre. En effet, Thurman (1985) l'identifie aux particules ayant un diamètre généralement compris entre 1 nm et 0,45 µm ou ayant un poids moléculaire plus grand que 5 000 à 10 000 daltons (Da). D'autres auteurs indiquent une limite supérieure de diamètre de 1 µm (American Water Works Association (AWWA), 1999; R. Desjardins, 1997; Hiemenz & Rajagopalan, 1997; Ives, 1978; C.R. O'Melia, Hahn, & Chen, 1997; Riddick, 1964) et certains auteurs vont jusqu'à inclure les particules ayant un diamètre de 10 µm (Amirtharajah, 1988; C. R. O'Melia, 1969; Werner Stumm, 1977). Le tableau suivant présente la taille des bactéries, des virus et de deux protozoaires de référence utilisés à des fins réglementaires : les oocystes de *Cryptosporidium* et les kystes de *Giardia*.

Tableau 2.1 : Tailles des agents pathogènes retrouvés dans l'eau de surface (Amirtharajah, 1988; Emelko, Huck, & Coffey, 2005; Habibian & O'Melia, 1975; Hilmoie & Cleasby, 1986; C.R. O'Melia et al., 1997; Riddick, 1964; J.E. Tobiasson & O'Melia, 1988)

Agents pathogènes dans l'eau de surface	Taille (µm)
Virus	0,01 – 0,1
Bactérie	0,5 - 5
Oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	3 - 6
Kystes de <i>Giardia</i>	7 - 15

Les acides humiques, les acides fulviques et les humines sont regroupés sous le terme de substances humiques. Celles-ci proviennent de la décomposition de la lignine, de glucides et de protéines (Hanna, Johnson, Quezada, Wilson, & Lu, 1991) et donnent à l'eau une couleur jaunâtre. Ces substances sont des polyélectrolytes anioniques possédant un poids moléculaire généralement compris entre 300 et 30 000 Da (Boggs, Livermore, & Seitz, 1985). Les acides fulviques sont solubles dans l'eau à tous pH (Jones & Bryan, 1998) et possèdent des poids moléculaires ≤ 2000 Da. Leur longueur moyenne est 60 nm et leur diamètre moyen est 2 nm (Thurman, 1985). Les acides humiques sont solubles dans l'eau à des pH supérieurs à 2 (Jones & Bryan, 1998) et

possèdent des poids moléculaires entre 2000 et 5000 Da (Thurman, 1985). Les humines sont composées de bitume, d'acides gras et d'acides humiques et sont insolubles dans l'eau à tous pH (Domany, Galambos, Vatai, & Bekassy-Molnar, 2002; Jones & Bryan, 1998). En général, la concentration de substances humiques dans l'eau de surface est faible (Boggs et al., 1985). Elle est de 0,5 à 4 mg C/L pour les lacs et les rivières, mais peut atteindre des valeurs de l'ordre de 10 à 30 mg C/L dans les eaux de surface colorées. Cela représente de 40 à 60% du carbone organique dissous (COD) retrouvé dans les eaux naturelles (Thurman, 1985). Par exemple, la concentration de substances humiques mesurée dans des eaux de surface ontariennes (lacs Ontario et Simcoe et rivière Otonabee) varie entre 0,99 et 3,24 mg/L (Wray & Andrews, 2014).

Les protéines et les polysaccharides sont quant à eux regroupés sous le terme de biopolymères. Ils peuvent avoir des sites chargés négativement et d'autres chargés positivement. Leur charge nette dépend du pH de l'eau (C. R. O'Melia, 1969). Ce sont de grosses molécules possédant des poids moléculaires élevés de l'ordre de quelques centaines à plusieurs dizaines de milliers de Da (B. Bolto & Gregory, 2007). À titre de référence, une concentration de biopolymères inférieure à 0,5 mg/L a été mesurée dans des eaux de surface ontariennes (lacs Ontario et Simcoe et rivière Otonabee)(Wray & Andrews, 2014).

Les particules ayant un diamètre supérieur à 1 μm décantent facilement, tandis que celles dont le diamètre est inférieur à 1 μm décantent lentement (plusieurs jours à quelques dizaines de milliers d'années)(R. Desjardins, 1997). Sans prétraitement chimique, les particules colloïdales peuvent traverser des filtres granulaires sans y être retenues (Black, 1948; Lafuma, 1996). En effet, l'efficacité de la filtration rapide repose sur le prétraitement chimique (C. R. O'Melia, 1969). Les étapes de coagulation et floculation, décrites aux sections 2.1.2.1 et 2.1.2.2 respectivement, sont nécessaires pour déstabiliser ces particules et matières dissoutes (p. ex. acides humiques) pour ensuite les précipiter sous forme des floccs pour assurer leur rétention dans le lit filtrant.

La matière organique est généralement hydrophile et thermodynamiquement stable (Yao, 1967a). L'intensité de la charge en surface des particules dépend du pH de l'eau (Berrak, 1997; W. Stumm & O'Melia, 1968). À pH neutre, la majorité des colloïdes de nature organique possèdent une charge électrique négative. La charge négative à leur surface attire fortement les ions positifs en suspension dans l'eau. Ces derniers attirent des ions négatifs qui attirent d'autres ions positifs, et ainsi de suite. Les ions fortement liés à la particule forment la couche liée ou couche de Stern. Ils

se déplacent en suspension avec les colloïdes organiques contrairement aux ions faiblement liés qui constituent la couche diffuse de la particule. Cela crée un gradient électrostatique entre la surface de la particule et l'environnement qui dépend de la force ionique de la solution. Le potentiel électrostatique situé à la limite extérieure de la couche liée des particules hydrophiles se nomme le potentiel zêta. Des particules d'une même nature en suspension dans une même solution possèdent un potentiel zêta identique. Ainsi, lorsque deux particules de même nature se trouvent près l'une de l'autre, elles se repoussent et cette énergie de répulsion augmente avec la diminution de la distance qui les sépare. Afin de favoriser l'agglomération des particules hydrophiles, il est donc nécessaire d'agir à la surface de la couche liée en diminuant ce potentiel zêta (Berrak, 1997; Black & Riddick, 1960; Ives & Gregory, 1966; Yao, 1967a). Cela est le rôle de la coagulation (section 2.1.2.1).

La matière organique pose également problème lors de l'étape de la désinfection. À titre d'exemple, le chlore réagit avec la matière organique pour former des sous-produits organochlorés tels les trihalométhanes (THM) et les acides haloacétiques (AHA). Au Québec, la concentration de THM dans l'eau potable est réglementée à 80 µg THM/L (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016) tandis que Santé Canada recommande une concentration inférieure à 100 µg THM/L (Health Canada, 2009). La concentration maximale acceptable pour les AHA est de 60 µg/L au Québec (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016) alors que Santé Canada recommande une concentration inférieure à 80 µg AHA/L (Santé Canada, 2008). Dans un autre ordre d'idée, la désinfection par irradiation aux rayons ultraviolets (UV), à une longueur d'onde (λ) de 254 nm, requiert une bonne transmittance pour inactiver les micro-organismes pathogènes. La matière organique dissoute restreint la pénétration du rayonnement UV. Par conséquent, puisqu'il existe une relation entre l'absorbance et transmittance (Équation 2.1), l'absorbance UV de l'affluent de réacteurs UV doit être faible afin d'assurer l'efficacité de ce procédé de désinfection.

Équation 2.1 :

$$T_{\lambda} = 10^{-A_{\lambda}}$$

Où T_{λ} est la transmittance et A_{λ} est l'absorbance UV.

À titre de référence, une transmittance de 75% est considérée passable, 85% bonne et 95% excellente (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2002). Il est donc important de réduire la concentration de carbone organique dans l'eau avant la désinfection.

La plage mondiale moyenne pour le carbone organique total (COT) est de 2 à 10 mg/L pour les lacs et rivières (Thurman, 1985). Aux États-Unis, la concentration moyenne mesurée pour 80 échantillons d'eau de surface est de 3,47 mg C/L (Symons, 1975). En ce qui concerne la concentration de COD dans les eaux de surface, la moyenne mondiale est estimée à 5,75 mg/L (Boggs et al., 1985). Au Québec, la plage des valeurs habituelles est de 2,3 à 11,2 mg C/L (5^e et 95^e centiles)(Ministère du Développement durable, 2017) avec une moyenne de 2,84 mg C/L pour le fleuve Saint-Laurent à Montréal (Hélie & Hillaire-Marcel, 2006). Il existe un paramètre qui permet de relier l'absorbance UV (ABS. UV) et la concentration en COD, l'absorbance UV spécifique (SUVA) (Équation 2.2).

Équation 2.2 :

$$SUVA \left(\frac{L}{mg * m} \right) = \frac{ABS. UV (cm^{-1})}{Concentration en COD (\frac{mg}{L})} * 100 \frac{cm}{m}$$

Une SUVA inférieure à 2 L/mg*m indique qu'une grande fraction de la matière est hydrophile non humique avec une faible absorbance UV, une faible demande en chlore et un faible potentiel de formation de THM. Une SUVA entre 2 et 4 L/mg*m indique que la matière est constituée d'un mélange de matière hydrophile non humique et hydrophobe humique avec une absorbance UV moyenne, une demande en chlore plus élevée et un potentiel de formation de THM plus élevé. Une SUVA supérieure à 4 L/mg*m indique la présence de substance humique aromatique hydrophobe associée à une absorbance UV élevée, une demande en chlore élevée et un potentiel élevé de formation de THM (USEPA, 2012).

Le COD pose aussi des problèmes de qualité des eaux distribuées. Précisément, lorsque la température est favorable et que la concentration de chlore résiduelle est faible, le carbone organique biodégradable devient une source de nutriments pour de nombreuses bactéries. Le carbone organique dissous biodégradable (CODB) en réseau n'est pas souhaitable, car en l'absence de chlore libre il favorise la croissance bactérienne et détériore la qualité de l'eau (Block, Haudidier, Paquin, Miazga, & Lévi, 1993; Lucena, Frias, & Ribas, 1991; Mathieu et al., 1992;

Servais, Laurent, Billen, & Gatel, 1995; Servais, Laurent, & Randon, 1995). Une concentration maximale acceptable de 0,15 mg C/L a été proposée pour qu'une eau traitée soit considérée biologiquement stable et non favorable à la prolifération bactérienne (Servais, Barillier, & Garnier, 1995; Servais, Laurent, & Randon, 1995).

2.1.1.2 Matière inorganique

Les matières en suspension dans les eaux de surface, habituellement retrouvées dans des concentrations de l'ordre de 2 à 200 mg/L, contiennent typiquement de 80 à 99% de matière inorganique (silice, aluminosilicates et oxydes de fer et manganèse) (B. Bolto & Gregory, 2007). Celle-ci est responsable, en partie, de la turbidité de l'eau (Packham, 1962).

À pH neutre, la matière inorganique est généralement chargée négativement (Ives & Gregory, 1966; W. Stumm & Morgan, 1970; Yao, 1967a). Par contre, cette charge est fonction de la couche de matière organique qui la recouvre en surface de la particule, mais aussi de la salinité et de la concentration en cations divalents qui gouvernent la force ionique de l'eau (B. Bolto & Gregory, 2007). Les particules d'argile sont hydrophobes, thermodynamiquement instables, et ont tendance à s'agglomérer dans l'eau (Yao, 1967a). Leur diamètre varie typiquement de 0,2 à 5 μm (Packham, 1962), mais la plupart possèdent un diamètre plus petit que 1 à 2 μm (W. Stumm & Morgan, 1970). Ainsi, certaines décantent facilement, tandis que d'autres font partie de la catégorie des colloïdes. Il est important d'éliminer les matières en suspension inorganiques, car des micro-organismes pathogènes peuvent s'y adsorber et ainsi être protégés contre la désinfection (B. Bolto & Gregory, 2007).

2.1.2 Composés ajoutés lors du traitement de l'eau

Les composés colmatants ajoutés en amont de la filtration lors du traitement de l'eau sont les coagulants et les aides coagulants (aussi nommés flocculants).

2.1.2.1 Coagulants

La coagulation se produit lorsque les particules dans une suspension sont déstabilisées. Cela se produit lorsque les forces attractives de van der Waals sont supérieures aux forces répulsives entre les particules. En théorie, il existe quatre moyens pour déstabiliser une suspension et favoriser l'agglomération des particules lorsqu'elles entrent en collision, mais seulement trois entrent en jeu

lors de la coagulation. Le quatrième moyen sera discuté à la section 2.1.2.2. Le premier mécanisme est la compression de la double couche des particules colloïdales organiques. L'ajout d'ions positifs à une solution augmente la force ionique de celle-ci, ce qui diminue le potentiel de répulsion des particules de charge négative. Le deuxième mécanisme est la neutralisation des charges. L'adsorption d'ions positifs en surface des particules colloïdales chargées négativement neutralise la force de répulsion entre celles-ci. L'emprisonnement dans un précipité est le troisième mécanisme de déstabilisation des particules dans une suspension. Mis à part le type de coagulant utilisé, plusieurs facteurs influencent la coagulation soit le pH de l'eau, l'alcalinité, la température, la turbidité, la couleur, la concentration en sels dissous, le temps de mélange et l'agitation (Dempsey, Ganho, & O'Melia, 1984; Eberhardt, 1964; Hoskin, 1950; Kawamura, 1976). Ainsi, le seul moyen de déterminer le dosage optimal de coagulant pour une eau en particulier est de faire des essais en laboratoire. La dose de coagulant doit être optimale, car une dose excessive d'ions positifs crée l'effet inverse et restabilise la suspension (Berrak, 1997; Black & Riddick, 1960; Ives, 1978; Ives & Gregory, 1966; C. R. O'Melia, 1969; Yao, 1967b).

La coagulation est généralement accomplie dans un réacteur agité. Un mouvement rigoureux sur une courte période est désiré (Hoskin, 1950). L'agitation uniformise l'adsorption du coagulant sur les particules (C. R. O'Melia, 1969). De plus, l'agitation donne un mouvement à l'eau augmentant la fréquence et la probabilité des collisions entre les particules améliorant ainsi l'efficacité de la coagulation en réduisant le temps requis (Packham, 1962). L'augmentation de la température augmente également le mouvement des particules et ainsi la probabilité de collisions entre celles-ci. En ce qui concerne le temps de mélange requis, il augmente lorsque le nombre de particules à coaguler diminue (C. R. O'Melia, 1974). Au début de la coagulation, lorsque les particules sont petites, l'agrégation est due au mouvement Brownien, mouvement aléatoire causé par l'énergie thermique du liquide (Ives, 1978). Ce phénomène correspond à la floculation péricinétique (C. R. O'Melia, 1969, 1974). Celle-ci augmente le diamètre des amas en diminuant le nombre de particules. De ce fait, le mouvement Brownien a moins d'impact sur ces dernières (Berrak, 1997). Pour les particules ayant un diamètre plus grand qu'environ 1 μm (Duan & Gregory, 2003; Werner Stumm, 1977), l'agrégation est majoritairement due à une force externe, le gradient de vitesse de l'eau, et on se réfère alors à la floculation orthocinétique (C. R. O'Melia, 1969; W. Stumm & Morgan, 1970). Plus le diamètre de l'agrégat devient grand, plus l'énergie de répulsion et l'énergie

d'attraction s'intensifient et l'amas devient stable (Ives, 1978). Ainsi, le processus d'agglomération diminue (W. Stumm & Morgan, 1970).

2.1.2.1.1 Sels métalliques

Les coagulants les plus utilisés pour le traitement de l'eau potable sont les sels d'aluminium et de fer (Duan & Gregory, 2003; Eberhardt, 1964; Ives, 1978; Niquette, Monette, Azzouz, & Hausler, 2004; C. R. O'Melia, 1969; Santé Canada, 2013). Les plus répandus sont les sulfates d'aluminium ou alun ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 14\text{H}_2\text{O}$), les sulfates ferriques ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), les chlorures d'aluminium ($\text{AlCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) et les chlorures ferriques (FeCl_3) (Matilainen, Vepsäläinen, & Sillanpää, 2010). Lorsqu'ajoutés à l'eau, les sels d'aluminium ou de fer se dissocient immédiatement. Les ions métalliques hydratés s'hydrolysent en cations dont la charge est fonction de la concentration et du pH de la solution. L'hydrolyse a pour effets de libérer des ions H^+ en solution, ce qui abaisse le pH et consomme de l'alcalinité, et diminuer la charge des ions métalliques, ce qui améliore leur adsorption en surface des colloïdes (Ives, 1978). Le pH est un facteur qui gouverne l'efficacité de la coagulation, puisqu'il dicte la dose de coagulant, la concentration à l'effluent en métaux dissous provenant du coagulant de l'étape de décantation et/ou filtration et les mécanismes de déstabilisation. Si le pH est favorable, les ions métalliques peuvent former des précipités insolubles, des hydroxydes ($\text{Al}(\text{OH})_3$ ou $\text{Fe}(\text{OH})_3$). Donc, pour obtenir une coagulation optimale, un suivi du pH et dans certains cas un ajustement de pH est nécessaire afin d'obtenir les espèces hydrolysées les plus efficaces (Figure 2.1).

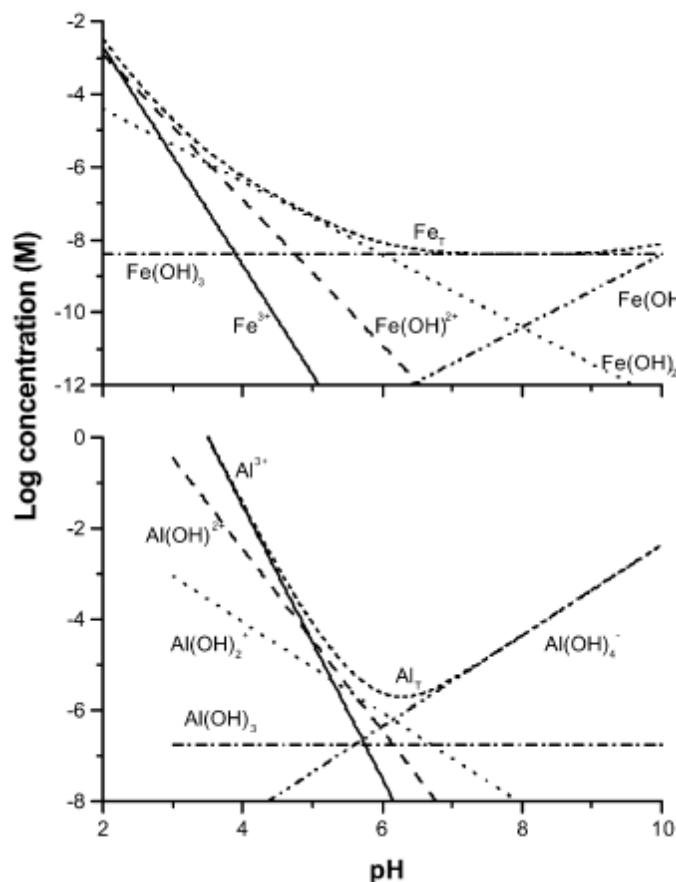


Figure 2.1 : Concentration des espèces hydrolysées de Fe(III) et d'Al(III) en équilibre avec les hydroxydes à 25°C à force ionique nulle (tirée de Duan and Gregory (2003))

Les sels d'aluminium et de fer sont des choix populaires pour le traitement de l'eau potable puisqu'ils sont abordables, efficaces et accessibles. Toutefois, leur efficacité est réduite en eaux froides (Boisvert, 1996; Bratby, 1980). En effet, la température joue un rôle important lors de la coagulation. Elle influence la solubilité des hydroxydes affectant ainsi le pH et la précipitation. Elle a également un impact sur la vitesse de l'hydrolyse des sels métalliques (Duan & Gregory, 2003). Les anions retrouvés dans l'eau brute modifient également la plage de pH optimale pour la coagulation (Berrak, 1997; Duan & Gregory, 2003). Le pH optimal pour précipiter l'aluminium se trouve entre 5,5 et 7,2, mais les hydroxydes formés dans cette zone de pH possèdent une charge positive plus faible (Packham, 1962). Toutefois, l'alun laisse une concentration résiduelle d'aluminium dans l'eau traitée lorsque les conditions physico-chimiques (e.g. pH) ne sont pas optimales à la formation d'agrégats (Boisvert, 1996; Matilainen et al., 2010; Nilsson, 1992). À titre d'indicateur de performance de la coagulation, Santé Canada recommande une concentration

d'aluminium dissous de $\leq 0,1$ mg/L pour le traitement conventionnel de l'eau potable et $\leq 0,2$ mg/L pour la filtration directe (Santé Canada, 2017). Pour assurer une concentration $< 0,2$ mg/L, le pH de l'eau doit se trouver entre 5,4 et 7,4 et entre 5,6 et 7,1 pour obtenir $< 0,1$ mg/L (Nilsson, 1992). En ce qui concerne les sels de fer, ils sont chargés positivement lorsque le pH est inférieur à 8 (Yao, 1967b). Comme les sels d'aluminium, l'utilisation de sels de fer laisse une concentration résiduelle de fer à l'effluent lorsque les conditions physico-chimiques ne sont pas favorables à sa précipitation. Santé Canada recommande le respect d'un objectif esthétique de $\leq 0,3$ mg Fe/L à l'eau traitée (Santé Canada, 2017).

2.1.2.2 Aides-coagulants

Les deux principaux mécanismes de déstabilisation d'une suspension qui entrent en jeu lors de la floculation sont la neutralisation des charges, décrite précédemment, et le pontage. En effet, les polyélectrolytes s'adsorbent sur les surfaces de charge opposée en raison des liaisons électrostatiques (Hogg, 1999). Les floccs produits par pontage sont plus résistants au cisaillement et plus gros que ceux produits par les autres moyens de déstabilisation (Dickinson & Eriksson, 1991; Gregory & Barany, 2011; C. R. O'Melia, 1969).

Le pontage est le mécanisme prédominant lorsque le polymère est non-ionique ou faiblement chargé (Besra, Sengupta, Roy, & Ay, 2002; Hogg, 1999, 2000; Sharma, Dhuldhoya, & Merchant, 2006). Le terme pontage fait référence aux ponts que créent les molécules de polymère entre les particules colloïdales (Berrak, 1997; Birkner & Edzwald, 1969). Le pontage se fait via des liaisons hydrogène, mais peut aussi être accompli par des liaisons hydrophobes (Ives, 1978). Les molécules de polymères sont longues et contiennent de nombreux sites libres. Les colloïdes peuvent donc être adsorbés aux extrémités des molécules de polymère ou dans leurs sites libres. Le pontage se produit seulement si les particules possèdent une surface disponible suffisante. Il existe donc un dosage optimal en fonction de la surface disponible (C. R. O'Melia, 1969). Il est possible de déterminer celui-ci par des essais en laboratoire. Il correspond généralement à la dose requise pour saturer la moitié de la surface disponible sur les particules (Besra et al., 2002; Ives, 1978), mais il dépend aussi de la conformation des molécules de polymère en solution (Gregory & Barany, 2011). Un dosage excessif de flocculant peut créer l'inverse de l'effet escompté, c'est-à-dire restabiliser la suspension. Lorsque les sites libres de nombreuses molécules de polymère adsorbent la même

particule, cela empêche l'adsorption des autres colloïdes en suspension (Birkner & Edzwald, 1969; Bratby, 1980; Gregory & Barany, 2011; C. R. O'Melia, 1969, 1974).

L'efficacité des polymères est reliée à leur charge et leur poids moléculaire (C. R. O'Melia, 1974). Ces deux caractéristiques permettent de les catégoriser. Un poids moléculaire de moins de 10^5 g/mole est considéré faible, entre 10^5 et 10^6 , il est considéré moyen ou modéré et au-delà de 10^6 , il est considéré comme élevé (B. Bolto & Gregory, 2007). La viscosité des polymères augmente avec la longueur de la chaîne (Bratby, 1980). En fait, la viscosité augmente au carré du poids moléculaire (Black & Riddick, 1960). Les polymères les plus efficaces pour le pontage sont ceux possédant une structure linéaire et un poids moléculaire élevé (Caskey & Primus, 1986; Dickinson & Eriksson, 1991; Gregory & Barany, 2011; Hogg, 1999, 2000; Ives, 1978; Sharma et al., 2006). En effet, un poids moléculaire plus élevé implique plus de sites où l'adsorption est possible. Ceci accélère et augmente l'efficacité de la floculation (Gaid & Sauvignet, 2011). Lorsque des charges sont impliquées, les forces d'attraction ou de répulsion dépendent de la taille des particules. Par contre, l'interaction des charges est probablement moins importante pour les polymères possédant un haut poids moléculaire. Les floculants sont plus efficaces lorsque la suspension a été coagulée auparavant, mais il est commun qu'un polymère anionique ayant un poids moléculaire élevé puisse s'adsorber à la surface d'une particule chargée négativement (Hogg, 1999).

La charge ionique des polyélectrolytes peut être exprimée en termes de pourcentage molaire de groupements chargés (% mol) ou de milliéquivalents par gramme (meq/g). De manière générale, 10% mol est considéré faible, 25% mol est une densité de charge moyenne et 50% mol et plus correspond à une densité de charge élevée (B. Bolto & Gregory, 2007). La densité de charge des floculants sur le marché excède rarement 40% mol (Gaid & Sauvignet, 2011). Les polymères utilisés comme aide-coagulant sont typiquement anioniques et faiblement chargés (B. Bolto & Gregory, 2007). Il existe une densité de charge optimale pour chaque suspension, puisque la taille et la forme des molécules de polyélectrolytes ne dépendent pas que du degré d'ionisation, mais également de la force ionique de la solution (Gregory & Barany, 2011; Ives, 1978). Les polyélectrolytes anioniques possédant une densité de charge élevée sont plus visqueux. Ils ont une conformation plus étendue en raison de la répulsion entre leurs segments ioniques, mais sont fortement repoussés par les surfaces négatives (C. R. O'Melia, 1969). L'augmentation de la force ionique de la solution par l'ajout de sels cationiques peut augmenter l'efficacité de l'adsorption des polymères anioniques sur les particules ayant une charge négative en diminuant la répulsion. Par

contre, cela peut diminuer l'efficacité du pontage puisque l'augmentation de la force ionique réduit par la même occasion le degré d'expansion tridimensionnel des molécules de polymères (Black, Birkner, & Morgan, 1965; Black & Riddick, 1960; Bratby, 1980; Gregory & Barany, 2011; Ives, 1978).

Le degré d'agitation et le temps d'agitation sont deux autres facteurs importants lors de la floculation. Le temps requis dépend de la vitesse d'agitation (Gregory & Barany, 2011; Hogg, 1999). Il est à noter que lorsque les flocs produits par pontage se brisent en raison du cisaillement, ils ne se reforment pas nécessairement facilement (Gregory & Barany, 2011).

La majorité des flocculants utilisés pour le traitement de l'eau potable sont des polymères synthétiques de nature organique. L'utilisation de polyélectrolytes est réglementée, voire interdite dans plusieurs pays (Kawamura, 1991; Letterman & Pero, 1990). Au Canada, les installations de traitement d'eau potable doivent utiliser des produits conformes à la norme sanitaire *NSF/ANSI Standard 60 : Drinking Water Treatment Chemicals – Health Effects* (NSF/ANSI 60) (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016).

2.1.2.2.1 Polyacrylamide

Tel que mentionné précédemment, l'usage de PAM et leurs dérivés est fréquent dans un contexte nord-américain. Le PAM est un produit non ionique, mais possède des groupements ionisables. Généralement, c'est un APAM qui est utilisé pour la floculation dans un contexte de traitement des eaux potables. Le APAM (Figure 2.2) peut être synthétisé par polymérisation de l'acrylamide suivie d'une hydrolyse partielle ou par copolymérisation de l'acrylamide et de l'acide acrylique (B. Bolto & Gregory, 2007; Bratby, 1980; Fielding, 1999; Gregory & Barany, 2011; Ives, 1978).

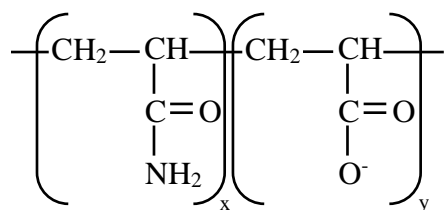


Figure 2.2 : Structure moléculaire du APAM où la charge dépend des valeurs de x et y

Malgré le fait que les polyélectrolytes cationiques soient reconnus comme étant plus néfastes que les polyélectrolytes anioniques pour la vie aquatique (Beim & Beim, 1994; Biesinger & Stokes, 1986; Liber, Weber, & Levesque, 2005), des études démontrent qu'à faible concentration le APAM est aussi toxique pour de petits crustacés d'eau douce, les daphnies. La plus faible concentration pour laquelle des effets sur la reproduction (LOECr) de l'espèce *Ceriodaphnia dubia* ont été observés est 1,6 mg/L (Weston et al., 2009). Pour l'espèce *Moinodaphnia macleayi*, une concentration inhibant 10% des effets (IC₁₀) de 1 mg C/L de COT a été observée (Harford, Hogan, Jones, & van Dam, 2011). Il a également été démontré qu'une concentration de APAM de 1 mg/L a un impact néfaste sur la croissance, la fertilité et la reproduction de l'espèce *Daphnia magna* (Acharya, Schulman, & Young, 2010). La toxicité du APAM augmente avec la longueur de la chaîne (B. Bolto & Gregory, 2007).

Aux États-Unis, l'agence de la protection de l'environnement (US EPA) a établi comme objectif un niveau maximal de contamination dans l'eau potable de 0 mg d'acrylamide/L. Toutefois, lorsqu'un produit à base d'acrylamide est utilisé dans un système de production d'eau potable, la teneur en acrylamide ne doit pas excéder une concentration de 0,05% pour une dose de polymère de 1 mg/L ou l'équivalent. À cette concentration, la WHO estime que le risque d'excès de cancer est de 10^{-5} (World Health Organization (WHO), 1993). Cela représente un risque d'un sur cent mille pour une personne de 70 kg de développer un cancer sur une période de 70 ans si elle ingère quotidiennement 2 litres d'eau ayant une concentration en acrylamide de 0,5 µg/L. L'Australie, quant à elle, a établi la limite à 0,2 µg/L (Australian Government, National Health and Medical Research Council (NHMRC), & Natural Resource Management Ministerial Council (NRMCC), 2016), tandis que l'Union européenne limite la concentration maximale d'acrylamide dans l'eau potable à 0,1 µg/L (Le Conseil de l'Union Européenne, 1998). Les produits certifiés NSF/ANSI 60 à base de PAM contiennent une concentration résiduelle maximale de 0,05% du monomère d'acrylamide. Ainsi, pour la majorité des produits secs de PAM, la concentration maximale certifiée est 1 mg/L et peut atteindre 3,5 mg/L pour les émulsions. Toutefois, les doses typiques de polyélectrolytes pour le traitement de l'eau potable sont de 0,1 à 0,2 mg/L (B. Bolto & Gregory, 2007). Dans les procédés Actiflo®, des concentrations jusqu'à 0,5 mg/L (typiquement 0,3 mg/L) peuvent être utilisées (Blumenschein, Latker, & Banerjee, 2006).

Des études ont permis d'identifier l'acrylamide (Figure 2.3) comme étant mutagène, neurotoxique et cancérigène pour les rats et les souris (Bull, Robinson, Laurie, et al., 1984; Bull, Robinson, &

Stober, 1984; Dentel et al., 1986; Dentel, Gucciardi, Bober, Shetty, & Rasta, 1989; Johnson et al., 1986; McCollister, Hake, Sadek, & Rowe, 1965; McCollister, Oyen, & Rowe, 1964; Shelby, Cain, Hughes, Braden, & Generoso, 1986; Tyl & Friedman, 2003; Tyl et al., 2000; World Health Organisation (WHO), 2003) et susceptible d'être cancérigène pour les êtres humains (Rice, 2005). Il existe plusieurs méthodes pour mesurer la concentration d'acrylamide dans l'eau. La limite de détection dépend de la technique utilisée (Tableau 2.2).

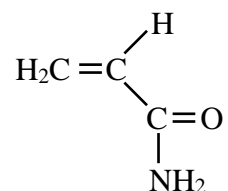


Figure 2.3 : Structure moléculaire du monomère d'acrylamide

Tableau 2.2 : Exemples de méthodes analytiques de détection de l'acrylamide (World Health Organization (WHO), 2011)

Techniques analytiques	Limite de détection
Chromatographie en phase gazeuse	0,032 µg/L
Chromatographie liquide à haute performance (HPLC)	0,2 µg/L
HPLC avec détection aux ultraviolets	10 µg/L

Le plus important précurseur de sous-produits de chloration formés avec le APAM est le monomère d'acrylamide (B. Bolto, 2005; Mallevalle et al., 1984). Toutefois, la formation de sous-produits de chloration reliée à l'utilisation d'un APAM est négligeable en comparaison à ceux formés en raison de la matière organique naturelle retrouvée dans l'eau (B. Bolto, 2005; Fielding, 1999).

Le PAM est utilisé dans une multitude d'autres secteurs d'activité, notamment, l'épuration d'eaux usées domestiques, le traitement d'eaux de procédés industriels (textile, mines, peinture, pâtes et papiers, céramique, métaux, plastique, verre, pétrole, etc.), la déshydratation des boues et l'électrophorèse sur gel (Biesinger & Stokes, 1986; Shelby et al., 1986). Il est aussi employé en agriculture pour augmenter l'infiltration de l'eau et réduire l'érosion du sol à des concentrations allant de 1 à 10 mg/L (Sojka, Entry, & Fuhrmann, 2006). Étant soluble dans l'eau, l'acrylamide est

considéré comme une substance mobile. Ainsi, lorsque la dose de PAM utilisée est élevée ou excessive, une concentration non négligeable d'acrylamide peut être rejetée à l'environnement. En milieu naturel, comme la plupart des polymères synthétiques, le PAM est très résistant à la biodégradation (Wen, Zhang, Chen, Zhao, & Feng, 2012). Il a néanmoins été rapporté que deux souches bactériennes retrouvées dans le sol ont dégradé environ 20% du COT d'un milieu de culture contenant du PAM sur une période de 27 h (Nakamiya & Kinoshita, 1995) et que certaines souches bactériennes retrouvées dans le sol utilisent le PAM comme source d'azote (Kay-Shoemake, Watwood, Lentz, & Sojka, 1998).

2.1.2.2.2 *Polymères biosourcés*

En raison de l'indisponibilité des polymères organiques synthétiques, de leur coût élevé ou par principe de précaution, certains pays ont recours à des produits naturels non toxiques, biodégradables et renouvelables pour le traitement de l'eau potable.

Le chitosane, un polysaccharide cationique dérivé de la chitine (constituant de la carapace des crustacés retrouvé également dans le mycélium (Ravi Kumar, 2000)), est utilisé dans plusieurs pays (Kawamura, 1991). Des études ont démontré que le chitosane est efficace pour l'abattement de la turbidité (Brown & Emelko, 2009; Divakaran & Pillai, 2002; Fabris, Chow, & Drikas, 2010; Ndikubwayo, 2007; Vaidya & Bulusu, 1984; Zemmouri, Drouiche, Sayeh, Lounici, & Mameri, 2012), de la matière organique (B. Bolto, Dixon, Eldridge, & King, 2001; Eikebrokk & Saltnes, 2002; Roussy, Van Vooren, & Guibal, 2005), et de l'arsenic (Annaduzzaman, Bhattacharya, Ersoz, & Lazarova, 2014). L'utilisation du chitosane pour le traitement de l'eau potable n'est cependant pas attrayante puisque les techniques d'extraction sont complexes et coûteuses (Rinaudo, 2006; Yang, Li, Huang, Yang, & Li, 2016).

Des études ont également été menées sur les graines de *moringa oleifera* (Afolabi, Sigwadi, Abdulkareem, & Mateescu, 2013; Samia Al Azharia Jahn, 1988; Samia Al Azharia Jahn & Dirar, 1979; Folkard & Sutherland, 2002; Muyibi & Okuofu, 1995; Ndabigengesere & Narasiah, 1996; Ndabigengesere & Narasiah, 1998; Ndabigengesere, Narasiah, & Talbot, 1995). Celles-ci contiennent un polypeptide cationique. La plante pousse principalement en Afrique, en Inde et en Indonésie (Coghlan, 1991), mais on la retrouve maintenant un peu partout à travers le monde, principalement dans les pays tropicaux (Afolabi et al., 2013). Néanmoins, l'accessibilité des semences ainsi que l'extraction et la purification de la substance active semblent poser problème

pour permettre son utilisation à grande échelle (Folkard & Sutherland, 2002; Ndabigengesere, Subba Narasiah, & Talbot, 1995).

L'alginat de sodium est un polysaccharide anionique, extrait d'algues marines, largement utilisé au Royaume-Uni (Packham, 1967) et au Japon (Kawamura, 1991), et ce, depuis les années 1950 (Bratby, 2006). Il est peu coûteux et améliore la déshydratation des boues (Kawamura, 1991).

La gomme de xanthane, obtenue par la bactérie *Xanthomonas campestris* (Vernasqui, Silva-Medeiros, & Valderrama, 2016), et la gomme de guar (Afolabi et al., 2013) provenant de la plante *Cyamopsis tetragonolobus*, disponibles commercialement en Inde, au Pakistan et aux États-Unis, contiennent des polysaccharides anioniques qui ont également été étudiés pour le traitement des eaux (Sharma et al., 2006).

Des études sur des polymères cationiques (Beltrán-Heredia, Sánchez-Martín, & Dávila-Acedo, 2011; Beltrán-Heredia, Sánchez-Martín, & Gómez-Muñoz, 2010; Sánchez-Martin, Beltrán-Heredia, & Solera-Hernandez, 2010; Sánchez-Martin, González-Velasco, & Beltrán-Heredia, 2009; Sánchez-Martín, González-Velasco, & Beltrán-Heredia, 2010) et anioniques (Özacar & Şengil, 2003) à base de tanin ont aussi été menées pour le traitement des eaux de surface et s'avèrent efficaces pour abattre la turbidité (Özacar & Şengil, 2003; Sánchez-Martin et al., 2010; Sánchez-Martin et al., 2009; Sánchez-Martín et al., 2010). Le tanin est retrouvé dans une grande variété de végétaux, mais peu d'entre eux en contiennent une quantité suffisante pour une production industrielle (Özacar & Şengil, 2003). Des coagulants à base de tanin sont disponibles sur le marché, notamment au Brésil (Beltrán-Heredia et al., 2011; Beltrán-Heredia et al., 2010; Sánchez-Martin et al., 2010; Sánchez-Martin et al., 2009; Sánchez-Martín et al., 2010) et en Italie (Beltrán-Heredia et al., 2011; Sánchez-Martín et al., 2010).

Finalement, de tous les polymères de glucose, ceux à base d'amidon, sont étudiés depuis plusieurs décennies et s'avèrent efficaces pour la floculation de l'eau potable (La Mer, 1966; Packham, 1967). Plus l'amidon contient d'esters monophosphorylés, plus celui-ci est considéré actif. L'amidon retrouvé dans les pommes de terre est riche en esters monophosphorylés, mais n'est naturellement pas soluble dans l'eau. Cette substance est composée d'amylose (chaîne linéaire) à environ 20% et d'amylopectine (chaîne ramifiée) à environ 80%, deux polymères formés de molécules de glucose (Figure 2.4)(Gaid & Sauvignet, 2011).

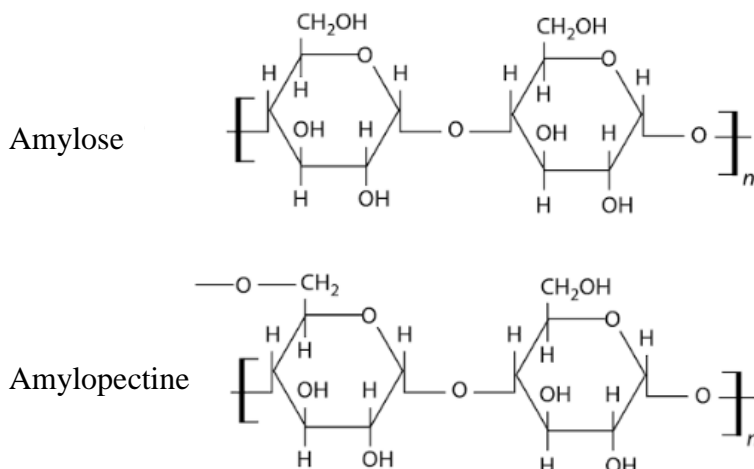


Figure 2.4 : Structure moléculaire de l'amylose et l'amylopectine (adaptée de Iannace and Park (2016))

Il est toutefois possible d'augmenter la solubilité de celui-ci en substituant des groupements hydroxyles (OH^-) contenus dans sa structure par certains ions pour la rendre ionique. La substitution des groupements (OH^-) par des groupements phosphates (PO_4^{3-}) par phosphorylation, suivie d'un séchage et d'un traitement thermique permet d'obtenir un polymère anionique soluble dans l'eau. Le degré de substitution peut être amélioré en augmentant l'intensité du traitement, c'est-à-dire la température et le temps de réaction. Cependant, il nécessaire que ces variables soient optimisées, puisque le traitement thermique a pour effet secondaire de dégrader des molécules d'amidon et ainsi diminuer leur poids moléculaire (Dencs et al., 2004).

L'amidon de pommes de terre anionique est reconnu, depuis plus d'un demi-siècle, comme étant un excellent polyélectrolyte pour flocculer les particules chargées négativement (La Mer, 1966). Récemment, des essais en flocculation lestée avec des polymères anioniques à base d'amidon ont été étudiés (Gaid & Sauvignet, 2011; Lapointe & Barbeau, 2015). Toutefois, en raison de leur poids moléculaire plus faible et leur densité de charge plus faible, les produits dérivés d'amidon sont considérés comme étant moins efficaces que le PAM. En France, pour observer une performance équivalente en termes d'abattement de turbidité et de COD, la dose de flocculant à base d'amidon doit être le triple de celle du APAM, mais le ratio CODB/COD de la composition des polymères à base d'amidon n'affecte pas la concentration de CODB à l'eau traitée (Gaid & Sauvignet, 2011). Au Québec, les essais effectués avec l'eau du fleuve Saint-Laurent démontrent plutôt que la dose de flocculant à base d'amidon doit être quatre à cinq fois plus élevée que celle du APAM pour

obtenir un abattement de turbidité équivalent. De plus, la concentration de COD à l'effluent n'a pas montré d'incidence sur la formation de THM et d'AHA par rapport à un traitement avec de l'APAM (Lapointe & Barbeau, 2015). Effectivement, l'amidon n'est pas reconnu comme étant un précurseur important de THM (3 µg/mg C) ou d'AHA (5 µg/mg C) (Hong, Mazumder, Wong, & Liang, 2008).

Les polymères à base d'amidon semblent être un produit d'intérêt pour remplacer le APAM en floculation. Cependant, aucune étude n'a été relevée dans la littérature scientifique sur l'impact de leur utilisation sur l'exploitation de la filtration granulaire quant à la progression des pertes de charge et l'exportation de polymère à l'effluent.

2.2 Filtration rapide sur lit granulaire multimédia

La filtration est un procédé de séparation physico-chimique qui vise à purifier un liquide. La filtration de l'eau brute consiste à réduire sa concentration en particules solides au travers d'un milieu poreux. Une étape de filtration, qu'il s'agisse d'une filtration granulaire ou membranaire, est essentielle pour la plupart des filières de traitement alimentées avec des eaux de surface. Il existe toutefois certaines exceptions (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016) :

- Turbidité maximale de 5 UTN en tout temps ;
- Sur une période de 120 jours consécutifs, 90 % des échantillons prélevés, au moins une fois par semaine, contiennent 15 bactéries *Escherichia coli* ou moins par 100 ml d'eau ;
- Turbidité moyenne inférieure à 1 UTN sur une période de 30 jours consécutifs ;
- Sur une période de 120 jours consécutifs, l'analyse des échantillons d'eau brute ou d'eau distribuée, prélevés au moins une fois par mois, avec simulation des conditions de traitement et de distribution prévues, démontre une concentration de sous-produits de désinfection inférieure ou égale aux normes de l'annexe 1 du Règlement sur la qualité de l'eau potable (RQEP) ;
- La qualité de l'eau n'est pas susceptible d'être altérée par une source de contamination en amont du lieu de captage.

Il existe deux grandes catégories de filtration pour purifier l'eau : la filtration sur lit granulaire et la filtration membranaire. La filtration permet d'obtenir des crédits pour l'enlèvement des micro-organismes pathogènes de référence (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). Les crédits d'enlèvements sont présentés à la section 2.2.5.

Au Québec, le procédé de filtration le plus utilisé est la filtration rapide sur lit granulaire à lavage intermittent à contre-courant. Les trois types de filtres les plus communs sont les filtres à sable conventionnels, les filtres bicouches et les filtres multicouches. La majorité des filtres au Québec sont de type bicouches (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). En comparaison aux filtres monocouche, les filtres bicouches ont pour avantage de pouvoir être opérés à une vitesse de filtration plus élevée, car la progression des pertes de charge est moins rapide (Camp, 1961; Cleasby & Sejkora, 1975; Conley, 1961; R. Desjardins, 1997; Miller, 1964). De plus, l'utilisation de filtres bicouches est intéressante, car contrairement aux filtres à granulométrie uniforme, ils peuvent être utilisés pour la filtration conventionnelle comme pour la filtration directe. Le recours à une filtration directe est approprié que lorsque la qualité de l'eau brute est de très bonne qualité (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002), c'est-à-dire :

- Turbidité typique < 5 UTN ;
- Couleur vraie < 40 unités couleur ;
- Algues < 2000 unités/ml ;
- Fer < 0,3 mg/L ;
- Manganèse < 0,05 mg/L.

Ces critères sont basés sur un rapport de l'American Water Works Association (AWWA) publié en 1980 (AWWA Filtration Committee & Direct Filtration Subcommittee, 1980), mais il existe des applications documentées jusqu'à 10 et même 50 UTN (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). Contrairement à une filtration conventionnelle, une filtration directe ne requiert pas d'étape de décantation, mais le prétraitement chimique reste primordial pour assurer son efficacité (C. R. O'Melia, 1974).

2.2.1 Principes généraux

Les filtres bicouches peuvent être opérés de différentes façons. Cependant, la majorité est opérée à débit de filtration constant ou à niveau de filtration constant. Les filtres peuvent également être opérés sous pression, mais ce mode opératoire n'est pas permis au Québec lorsqu'un prétraitement chimique est requis. L'écoulement de l'eau dans le filtre peut se faire par gravité soit du haut vers le bas, ou l'inverse. Ceci étant dit, la plupart des ouvrages sont conçus pour un écoulement gravitaire du haut vers le bas (Figure 2.5).

L'efficacité d'un filtre dépend de plusieurs paramètres. La conception d'un filtre se fait donc en respectant certains critères : la composition du média filtrant ainsi que la granulométrie des grains, la profondeur du filtre, la vitesse de filtration de l'eau à travers celui-ci et les lavages.

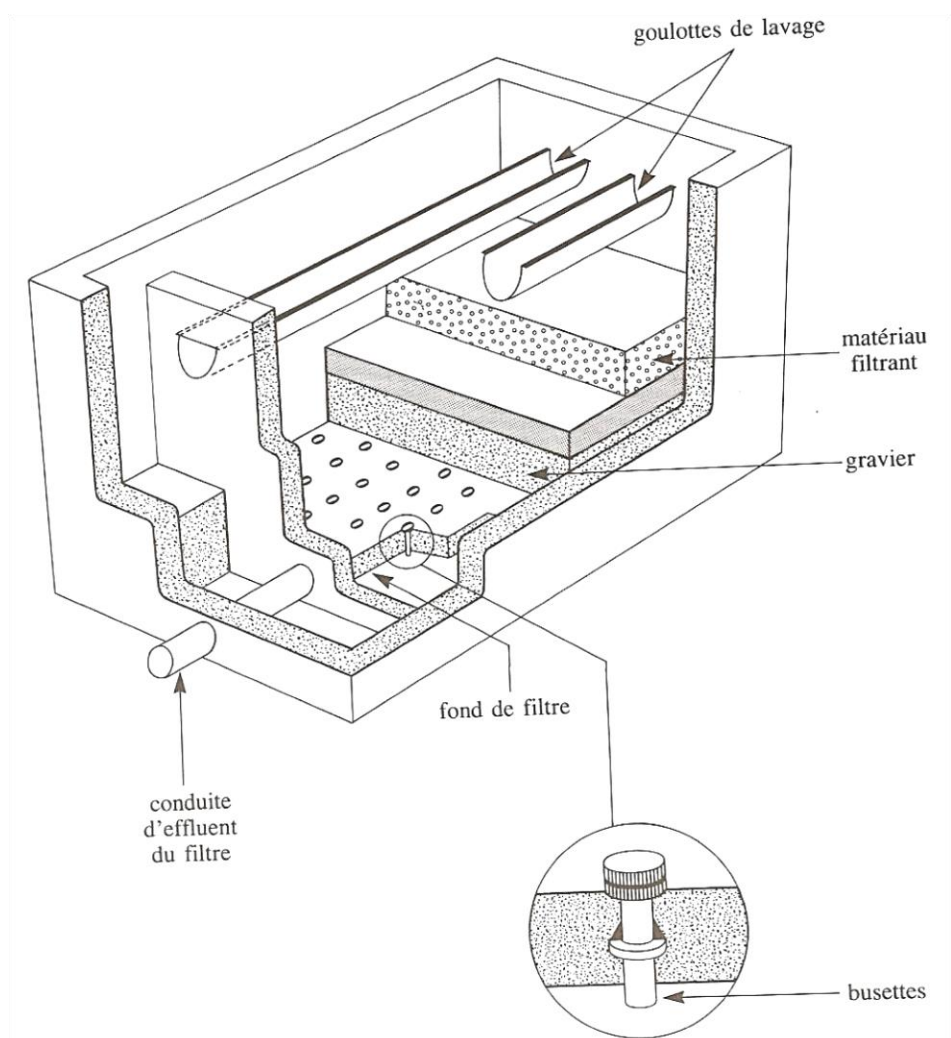


Figure 2.5 : Exemple de filtre granulaire gravitaire (R. Desjardins, 1997)

2.2.1.1 Milieu filtrant

Le filtre bicouche est typiquement composé de sable et d'anthracite. Par contre, la plupart des principes énoncés dans la section suivante s'appliquent aussi aux filtres bicouches de charbon actif en grain (CAG). Les grains de sable, étant plus lourds et plus petits que ceux d'anthracite et de CAG, se retrouvent au fond du filtre. Ainsi, les plus grosses particules en suspension sont retenues par la couche d'anthracite ou de CAG tandis que les plus petites traversent cette couche supérieure et sont retenues dans la couche de sable. Dans le but d'éviter l'intermélange à l'interface des deux couches de média lors du lavage à contre-courant d'un filtre, il est recommandé que le ratio des diamètres effectifs des grains (D_{10}) se situe entre des valeurs de 2,0 et 3,0 pour un filtre bicouche composé d'anthracite (densité relative de 1,4 à 1,6) et de sable (densité relative de 2,65) (Camp, 1961). Le D_{10} s'obtient en tamisant ces derniers. Il correspond au diamètre nominal du tamis qui laisse passer 10% du média. Une équation a été proposée afin de permettre la sélection de médias filtrants selon leur granulométrie et leur densité en s'assurant que les médias ont la même vitesse de décantation (Équation 2.3)(Kawamura, 1975).

Équation 2.3 :

$$\frac{d_1}{d_2} = \left(\frac{\rho_2 - \rho_{eau}}{\rho_1 - \rho_{eau}} \right)^{2/3}$$

Où d est le D_{10} des grains (l'indice 1 fait référence au média le plus grossier et l'indice 2 au média le plus fin), ρ la densité relative des matériaux et ρ_{eau} la densité de l'eau.

Plus le ratio d_1/d_2 est grand, plus le mélange des couches sera important (Camp, 1961). L'intermélange des médias à l'interface provoque une diminution de la porosité du lit filtrant et donc une augmentation de la perte de charge à l'interface des deux couches de matériaux qui n'est pas souhaitable (Cleasby & Sejkora, 1975).

Dans but de minimiser les effets de paroi, lors d'essais de filtration effectués en colonne le ratio entre le diamètre interne de la colonne ($D_{colonne}$) et le D_{10} devrait être supérieur à 50 (Lang, Giron, Hansen, Trussell, & Hodges Jr., 1993). Cependant, il a été démontré que lorsque le ratio est inférieur, les résultats ne sont pas nécessairement affectés par l'effet de paroi (McLellan, McLeod, & Emelko, 2011). En régime laminaire, l'effet serait minimal pour les fluides newtoniens avec un ratio supérieur à 30 (Cohen & Metzner, 1981). Le type de régime est déterminé en fonction du

nombre de Reynolds (R_e) (Équation 2.4). Le régime laminaire du milieu granulaire correspond à $R_e \leq 100$ (Crittenden, H., & Montgomery, 2012).

Équation 2.4 :

$$R_e = \frac{\rho_{eau} * D_{10} * U}{\mu_{eau}}$$

Où ρ_{eau} est la masse volumique de l'eau (kg/m^3), D_{10} le diamètre effectif des grains (m), U la vitesse superficielle de l'eau (m/s) et μ_{eau} la viscosité dynamique de l'eau ($\text{Pa}\cdot\text{s}$ ou $\text{kg/m}\cdot\text{s}$).

Outre le D_{10} et la densité relative, le coefficient d'uniformité (CU) est une autre caractéristique importante du média filtrant. Il représente le ratio entre le diamètre nominal de tamis qui laisse passer 60% du média (D_{60}) et le D_{10} . Plus le CU est élevé, plus l'intervalle de la taille des grains de média est large. Lors des lavages, le média a tendance à se stratifier. Les fines se retrouvent en surface et augmentent les pertes de charge, tandis que les grains les plus gros se retrouvent au bas du filtre. Ainsi, un faible CU est favorable pour maximiser la productivité du filtre (Crittenden et al., 2012).

La forme des grains s'ajoute à la liste des facteurs qui influencent la filtration (Tableau 2.3). Elle est évaluée selon un coefficient de sphéricité (ϕ). Ce coefficient représente le ratio entre la surface d'une sphère de volume équivalent et la surface réelle des grains déterminée par le D_{10} . La forme des grains influence la façon dont les grains de média se placent dans le filtre et donnent une certaine porosité au lit filtrant (ϵ_0), c'est-à-dire le ratio entre l'espace vide dans le filtre et le volume total du lit filtrant. La porosité a un impact important sur l'hydraulique dans un filtre (Lang et al., 1993).

La dureté des matériaux est également importante. Sur l'échelle de Moh, plus la valeur est élevée, moins le matériau est friable. Le sable est suffisamment dur pour ne pas être affecté par l'abrasion (Crittenden et al., 2012), mais dans un filtre bicouche il est recommandé que l'anthracite ait une dureté minimale de 2,7 (Crittenden et al., 2012; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002; Ten States Standards, 2012).

Tableau 2.3 : Propriétés physiques typiques du média dans un filtre bicouche (American Water Works Association (AWWA), 1999; Crittenden et al., 2012; Kawamura, 2000; Ten States Standards, 2012)

Matériau	D₁₀ (mm)	Densité relative	Porosité (ϵ_0) (%)	CU	Sphéricité (ϕ)	Dureté (Moh)
Sable	0,4 – 0,8	$\geq 2,63$	40 – 47	1,3 – 1,7	0,7 - 0,8	7
Anthracite	0,8 – 1,4	1,4 – 1,8	47 - 60	1,3 – 1,7	0,46 – 0,6	2,7 – 3
CAG	0,8 – 2,0	1,3 – 1,7	dépend de la porosité du CAG	1,3 – 2,4	environ 1	faible

La charge du sable et de l’anthracite en eau naturelle est négative. Le potentiel zêta de l’anthracite est plus élevé que celui du sable, car le sable contient des impuretés de charge positive, la limonite (amas d’hydroxydes de fer) réduisant ainsi son potentiel. Lorsque le potentiel des particules ou des floccs est opposé à celui du média, c’est-à-dire positif, il n’existe pas de barrière énergétique qui empêche l’adsorption. Dans le cas contraire, ou lorsque le média est saturé, il est possible que les forces de surface empêchent les particules ou les floccs d’être adsorbés en surface des grains. Dans la majorité des cas de filtration de l’eau, cette barrière énergétique est négligeable ou absente (Ives, 1980).

2.2.1.2 Profondeur du filtre

Pour un filtre à sable et anthracite, l’épaisseur de la couche de sable est généralement de 150 à 300 mm et celle d’anthracite de 450 à 600 mm avec une hauteur de lit minimale de 750 mm (Ministère du Développement Durable de l’Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). Quant aux filtres à CAG, l’épaisseur de la couche de CAG est de l’ordre de 1800 à 2100 mm avec une couche de sable pouvant atteindre 250 mm (Kawamura, 2000). L’augmentation de la profondeur du lit filtrant améliore l’efficacité d’un filtre granulaire. Toutefois, ceci augmente également la perte de charge (Ives & Sholji, 1965). L’épaisseur des couches de média filtrant (L) est généralement calculée selon le ratio L/D_{10} . Pour un filtre bicouche, le ratio est calculé pour chaque média et ceux-ci sont ensuite additionnés afin de déterminer le ratio total du filtre. Dans le cas d’un filtre bicouche rapide, il est suggéré que le ratio soit supérieur à 1000 et pour assurer un abattement optimal de turbidité sans

aide-coagulant (turbidité à l'eau filtrée $< 0,1$ UTN) ce ratio devrait être de l'ordre de 1150 (Kawamura, 2000). La profondeur du filtre tient également compte de la tête d'eau au-dessus du média filtrant. La tête d'eau est importante, puisqu'elle prévient la formation de zones de pression négative (pression inférieure à la pression atmosphérique) où des bulles d'air se créent. Les bulles d'air qui ne sont pas délogées par l'eau, restent coincées dans le média, réduisent la surface filtrante et font augmenter la perte de charge (Crittenden et al., 2012). De plus, elles font augmenter la vitesse interstitielle et des particules peuvent ainsi être détachées du lit et se retrouver à l'effluent (Ives, 1980). Pour minimiser l'embolie, la tête d'eau au-dessus du média devrait être égale ou plus grande que la valeur de la perte de charge permise dans le filtre. La perte de charge typique admissible pour un filtre gravitaire est de 2,4 à 3 m, mais est habituellement limitée à une valeur de 1,8 m afin d'éviter la détérioration de l'effluent puisque la turbidité à l'effluent commence souvent à augmenter au-delà de cette valeur. Ainsi, la tête d'eau devrait être de 1,8 m au minimum, mais une valeur de 2,4 m est préférable (Kawamura, 2000). Au Québec, la valeur minimale proposée par le Guide de conception de production d'eau potable est de 1 m (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). Le guide de conception du *Great Lakes - Upper Mississippi River Board of State and Provincial Public Health and Environmental Managers* propose une valeur minimale de 3 pi (0,91 m) (Ten States Standards, 2012).

2.2.1.3 Vitesse de filtration

La vitesse de filtration influence la perte de charge initiale dans le filtre, la progression des pertes de charge, la qualité de l'effluent et la durée des cycles. Une vitesse plus faible augmente les coûts de production, car la surface requise est supérieure, tandis qu'une vitesse plus élevée peut augmenter la perte de charge initiale et réduire la durée des cycles (Crittenden et al., 2012). Les filtres bicouches modernes peuvent être opérés jusqu'à des vitesses de 15 à 20 m/h (Kawamura, 2000). Toutefois, la vitesse de filtration acceptable dépend de plusieurs facteurs, notamment la qualité de l'eau brute, la taille des grains de média, le prétraitement effectué, les paramètres de contrôle de la qualité et la compétence des opérateurs (Ten States Standards, 2012). Sans prétraitement adéquat, la qualité de l'effluent a tendance à diminuer au-delà d'une vitesse de 12,5 m/h (Crittenden et al., 2012). En filtration rapide, les valeurs typiques sont de 5 à 10 m/h (Ten States Standards, 2012). La vitesse de filtration suggérée par le gouvernement du Québec pour la

conception d'un filtre bicouche sable et anthracite à lavage intermittent est de 10 m/h (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002).

2.2.1.4 Lavage à contre-courant

Les filtres granulaires opérés avec un écoulement gravitaire sont lavés à contre-courant. Cette opération est appelée rétrolavage. Dans le but d'optimiser la fréquence des rétrolavages, des points de consigne sont émis. Un rétrolavage est initié lorsque la turbidité de l'eau filtrée est trop élevée, lorsque la perte de charge maximale est atteinte ou lorsque la durée maximale allouée pour le cycle de filtration est atteinte. Il est important que la turbidité à l'eau filtrée reste faible pour obtenir des crédits d'enlèvements de micro-organismes (section 2.2.5) et il est important de limiter les pertes de charge au travers du lit filtrant pour éviter les zones de pression négative et maximiser la durée des cycles. La durée des cycles de filtration varie généralement de 1 à 3 jours (Kawamura, 2000) et peut s'étendre à 4 jours (Crittenden et al., 2012). Il est d'intérêt de maximiser la durée des cycles de filtration pour minimiser les coûts associés, car une fréquence excessive de lavage des filtres entraîne une perte d'eau traitée, c'est-à-dire une diminution de la production. La fréquence des lavages est reliée à l'efficacité du filtre qui est influencée par les caractéristiques physiques du lit filtrant (taille et forme des grains, porosité du lit, surface totale de filtration et profondeur du lit) et les conditions de celui-ci, mais aussi par l'efficacité du prétraitement chimique (Kawamura, 2000). Ainsi, de nombreux facteurs entrent en jeu et les différentes combinaisons peuvent influencer grandement la fréquence des lavages. Par exemple, les filtres bicouches permettent d'augmenter la production par rapport aux filtres monocouches (Camp, 1961; Cleasby & Sejkora, 1975; Conley, 1961; R. Desjardins, 1997; Miller, 1964). Cela a pour effet de réduire la fréquence des lavages par quantité d'eau filtrée. Par contre, l'augmentation de la vitesse de filtration (R.R. Trussell, Chang, Lang, & Hodges Jr, 1999), l'utilisation d'un média plus fin (Miller, 1964) ou ayant un CU plus élevé (Crittenden et al., 2012), la diminution de la porosité du lit (R.R. Trussell et al., 1999) et l'augmentation de la couche de média (Ives & Sholji, 1965) ont pour effet d'augmenter les pertes de charge augmentant ainsi la fréquence des lavages. Un prétraitement chimique inadéquat peut également influencer la fréquence des lavages à la hausse : pH non optimal, dosage de coagulant ou d'aide coagulant insuffisant ou excessif ou mauvais choix d'aide coagulant.

La viscosité des polymères synthétiques tels que le PAM est supérieure à celle de l'eau et leur utilisation produit une eau colmatante (B. Bolto & Gregory, 2007; Ives, 1978), augmente les forces

d'attachement des particules avec le média (Amirtharajah, 1988) et induit une perte de charge plus importante (Conley, 1961; Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982). Les polyélectrolytes peuvent entraîner la formation de boules de boues (« mud balls ») dans le lit filtrant. Celles-ci sont composées de particules coagulées, de floccs et de médias et se trouvent généralement en surface du média, mais peuvent migrer vers le bas du filtre si leur densité augmente. Sans lavage de surface, ces agglomérats sont difficilement retirés (détachement inadéquat des particules) et font augmenter les pertes de charge (Amirtharajah, 1988). Le lavage de surface peut être accompli par un système de buses fixes ($4,9 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$) ou d'appareils rotatifs ($1,2 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$) et requiert généralement une pression minimale d'eau de 45 psi (310 kPa) (Ten States Standards, 2012). Un lavage accompagné d'air ($0,9$ à $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{min}$) est souvent requis pour dissocier ces amas de particules et permettre un lavage optimal (Amirtharajah, 1988). L'injection d'air se fait par le bas du filtre et procure une agitation plus vigoureuse lors du lavage (Crittenden et al., 2012). Il serait d'intérêt de déterminer si l'utilisation d'un polymère vert réduit la formation de « mud balls » et permet des lavages efficaces sans air et sans lavages de surface.

Le degré d'expansion du média suggéré lors du rétrolavage pour les filtres rapides avec lavage en surface est de 37% pour le sable et 25% pour l'anthracite. Toutefois, certaines installations utilisent plutôt une expansion totale de 50% du média pour les lavages (Kawamura, 2000). Un rétrolavage est optimal avec une expansion totale du lit de 30 à 40% (Amirtharajah, 1988). Il est également possible d'estimer le pourcentage d'expansion optimal en fonction de la porosité (Équation 2.5) (Kawamura, 2000). Les rétrolavages sont habituellement d'une durée de 10 à 20 minutes avec un débit d'eau typique de 30 à 60 m/h (Crittenden et al., 2012).

Équation 2.5 :

$$\% d'expansion = \frac{0,6 - \varepsilon_0}{0,4}$$

Où ε_0 est la porosité initiale des grains.

À la suite d'un rétrolavage, le filtre requiert une certaine période d'adaptation, de maturation (« Ripening period ») avant que l'effluent soit de qualité. Par la suite, la filtration est efficace (« Effective filtration ») jusqu'à la percée de celui-ci (« Breakthrough ») (Figure 2.6).

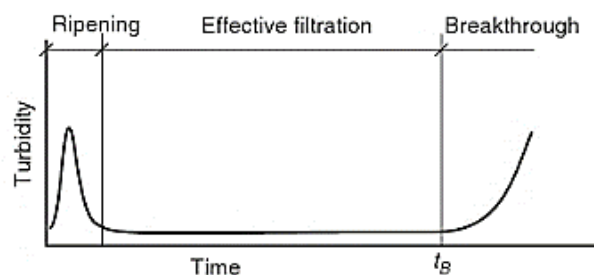


Figure 2.6 : Turbidité à l'effluent en fonction du temps afin d'illustrer la qualité de l'eau filtrée lors de la maturation du filtre, la période de filtration efficace et la percée (tirée de Crittenden et al. (2012))

2.2.2 Mécanismes de transport

Dans un filtre granulaire, le colmatage survient en surface du lit filtrant et en profondeur de celui-ci. Les mécanismes de transport des particules qui interviennent dépendent de la taille des particules dans l'eau et des forces impliquées.

Pour un filtre propre, en absence de coagulant et de floculant, opéré à 10 m/h (20°C), le rendement minimal d'abattement est rencontré avec les particules ayant un diamètre de 1 μm (Tufenkji & Elimelech, 2004). Les particules de 1 μm et moins sont tout de même capturées par le média, mais l'efficacité augmente à mesure que la taille décroît (Tufenkji & Elimelech, 2004) et ces particules produisent une plus grande perte de charge que celles ayant un diamètre supérieur (Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; C. R. O'Melia & Ali, 1978; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982). D'un autre côté, sans coagulation ni floculation, ces petites particules, telles que les virus, finissent par former un gâteau en surface du filtre. Cela a pour effet d'augmenter leur temps de résidence dans la zone supérieure du filtre, augmentant ainsi la probabilité de déplacements latéraux, améliorant leur rétention. Toutefois, la formation du gâteau a aussi pour effet d'augmenter la perte de charge. Cela augmente la vitesse interstitielle et le nombre de Reynolds dans le filtre créant ainsi des zones mortes où la vitesse est trop élevée pour permettre l'adsorption de ces petites particules sur les grains de média. Donc, il est possible que les petits virus soient plus problématiques que les plus gros (Aronino et al., 2009). Pour les particules de 1 μm et plus, l'efficacité de la filtration augmente avec la taille des particules (Tufenkji 2004).

Les forces de surfaces peuvent être de nature électrique (attractives ou répulsives) ou de nature chimique. D'autres forces participent au phénomène de colmatage, notamment la force exercée par la pression axiale de l'eau et celle engendrée par la friction (Herzig, Leclerc, & Goff, 1970).

2.2.2.1 Formation d'un gâteau

En filtration granulaire, les grains de média sont communément nommés collecteurs. À la surface ce ceux-ci, la matière particulaire, ayant un diamètre (d_p) supérieur à la taille des pores, s'accumule en surface et forme un gâteau. Le ratio critique d_p/D_{10} pour lequel aucune particule ne peut pénétrer un interstice triangulaire entre trois collecteurs est de 0,154. Lorsque trois particules essaient de pénétrer en même temps, le ratio est de 0,10 et lorsqu'il y en a quatre, le ratio est de 0,082 (Figure 2.7)(Herzig et al., 1970). La perméabilité du gâteau dépend de l'agrégation des particules et est réduite par les particules retenues dans le filtre. Les flocs de particules déstabilisées forment des gâteaux ayant une structure plus poreuse, plus perméable, que les gâteaux formés par une suspension stable (McDowell-Boyer, Hunt, & Sitar, 1986). Les gâteaux sont indésirables en filtration granulaire, car ils font augmenter la perte de charge exponentiellement et par association la fréquence des lavages (Ives, 1980).

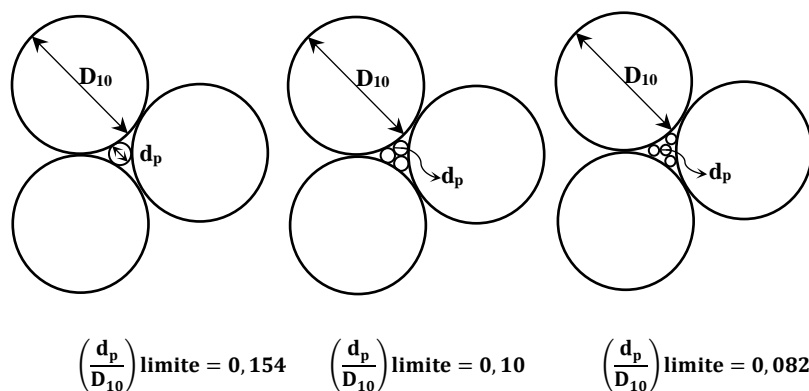


Figure 2.7 : Ratios critiques de diamètre entre particules (d_p) et collecteurs (D_{10}) pour un pore triangulaire (adaptée de Herzig (1970))

2.2.2.2 Rétention sur collecteur unique

Dans un procédé de filtration granulaire, les particules qui passent dans les pores suivent l'écoulement de l'eau à travers le média. Selon divers mécanismes, les particules seront retenues

dans le filtre, mais certaines particules ne seront jamais en contact avec le média et se retrouveront à l'effluent. L'efficacité d'enlèvement d'un collecteur (η) dépend de l'efficacité des contacts (η_0) et de l'efficacité des collisions (α) (Équation 2.6) (Yao, Habibian, & O'Melia, 1971). D'abord, les particules doivent être transportées de l'eau vers des interfaces solide-liquide de collecteurs. Puis, elles doivent s'attacher à ces interfaces (C. R. O'Melia & Ali, 1978).

Équation 2.6 :

$$\eta = \eta_0 * \alpha$$

Le transport d'une particule d'un fluide à un collecteur est habituellement décrit par les trois mécanismes dominants : l'interception, la décantation et la diffusion Brownienne (Yao et al., 1971). Toutefois, s'ajoutent à ceux-ci : l'inertie et l'hydrodynamique (Amirtharajah, 1988; Herzig et al., 1970). L'inertie est cependant négligeable pour la filtration de l'eau. Par conséquent, le transport vers l'interface solide-liquide d'un collecteur est régi par quatre mécanismes (Figure 2.8). Ces mécanismes sont dépendants de la taille des particules à filtrer, mais indépendants de leur concentration (Habibian & O'Melia, 1975).

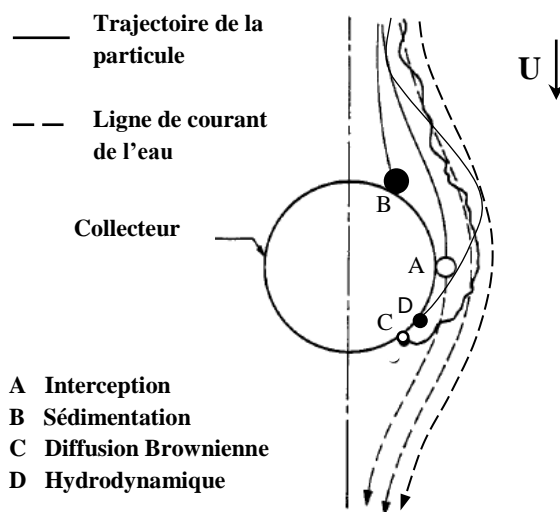


Figure 2.8 : Mécanismes de transport sur collecteur unique (adaptée de Ives (1970); Yao et al. (1971))

Le mouvement Brownien influence principalement les petites particules de 1 μm et moins (Ives, 1970; Yao et al., 1971). Ces dernières bougent aléatoirement en raison de l'énergie thermique de

l'eau et peuvent ainsi accéder à des endroits qui ne sont pas sur leur trajectoire et y être retenues (Herzig et al., 1970). L'interception résulte d'une collision entre le collecteur et la particule lorsque celle-ci passe trop près d'un grain de média. La particule est interceptée lorsque la distance qui la sépare d'un collecteur est égale à son diamètre ou moins (Ives, 1970), et ce, si un site de rétention est libre (Herzig et al., 1970). La décantation d'une particule se produit lorsque sa vitesse de chute, due à la gravité, la fait dévier de la trajectoire de l'eau. Celle-ci se retrouve donc arrêtée à la surface d'un grain ou emprisonnée dans un interstice (Herzig et al., 1970). Cela se produit lorsque la densité de la particule est supérieure à celle de l'eau (Ives, 1970; Yao et al., 1971) ou lorsque son diamètre est supérieur à 25 μm (Herzig et al., 1970). Les effets hydrodynamiques sont reliés à la forme des particules et leur interaction avec le fluide (Amirtharajah, 1988). En raison des gradients de vitesse dans un filtre, les particules effectuent des rotations et puisque leur forme est non sphérique ces rotations causent des déplacements latéraux qui modifient leur trajectoire (Herzig et al., 1970; Ives, 1970; Ives, 1980). Lorsque le lit filtrant devient saturé, les forces hydrodynamiques augmentent et un décolmatage peut survenir lors de la filtration pour les particules ayant un diamètre de moins de 30 μm (Herzig et al., 1970).

En considérant que les collecteurs sont parfaitement sphériques et immobiles et que l'écoulement de l'eau coïncide avec leur axe de symétrie, une équation permettant de prédire théoriquement l'efficacité de contact entre une particule sphérique et un collecteur unique a été proposée (Équation 2.7)(Yao et al., 1971). Le premier terme correspond au mécanisme de diffusion Brownienne (η_D), le second au mécanisme d'interception (η_I) et le dernier au mécanisme de la décantation (η_G). Toutefois, l'auteur ne tient pas compte de l'influence de l'hydrodynamique ni des forces de van der Waals qui entrent en jeu dans les mécanismes. Ainsi, les valeurs expérimentales de η_0 obtenues par l'auteur s'avèrent plus élevées que les valeurs théoriques.

Équation 2.7 :

$$\eta_0 = \eta_D + \eta_I + \eta_G$$

Où η_0 est le ratio du taux de particules qui entrent en contact avec le collecteur et du taux de particules qui approchent ce collecteur.

Depuis, l'équation a été modifiée quelques fois. En 2004, une équation qui permet de prédire plus précisément η_0 en incorporant les manques de l'équation de Yao et al. (1971) a été développée (Équation 2.8) avec différents paramètres adimensionnels (Tufenkji & Elimelech, 2004). Les

termes entre crochets représentent les mécanismes dans le même ordre que l'Équation 2.7. La régression linéaire des résultats expérimentaux démontre que les prédictions de η_0 par l'Équation 2.8 sont plus près de la réalité que celles obtenues avec les modèles précédents (Tufenkji & Elimelech, 2004).

Équation 2.8 :

$$\eta_0 = \left[2,4 * A_s^{\frac{1}{3}} * N_R^{-0,081} * N_{Pe}^{-0,715} * N_{vdW}^{0,052} \right] + [0,55 * A_s * N_R^{1,675} * N_A^{0,125}] \\ + [0,22 * N_R^{-0,24} * N_G^{1,11} * N_{vdW}^{0,053}]$$

Tableau 2.4 : Paramètres adimensionnels intervenant dans l'Équation 2.8

Paramètre	Formule	Définition
A_s	$A_s = \frac{2 * (1 - \gamma^5)}{2 - 3 * \gamma + 3 * \gamma^5 - 2 * \gamma^6}$ Où $\gamma = (1 - \varepsilon_0)^{1/3}$	Paramètre dépendant de la porosité des grains de média (collecteurs)
N_R	$N_R = \frac{d_p}{D_{10}}$	Ratio entre le diamètre de la particule et le diamètre du collecteur
N_{Pe}	$N_{Pe} = \frac{U * D_{10}}{D_\infty}$	Nombre de Peclet (ratio entre le transport par convection et le transport par diffusion)
N_{vdW}	$N_{vdW} = \frac{A * k}{T}$	Nombre de van der Waals (ratio entre l'énergie des interactions de van der Waals et l'énergie thermique de la particule)
N_A	$N_A = \frac{N_{vdW}}{N_R * N_{Pe}} = \frac{A}{12 * \pi * \mu_{eau} * R_p * U}$	Nombre d'attraction (combinaison de l'influence des forces attractives de van der Waals et du transport par interception)
N_G	$N_G = \frac{2}{9} * \frac{R_p^2 * (\rho_p - \rho_{eau}) * g}{\mu_{eau} * U}$	Nombre de gravité (ratio entre la vitesse de sédimentation de la particule et la vitesse superficielle de l'eau)

Où k est la constante de Boltzmann ($1,3805 * 10^{-23}$ J/K), T la température (K), d_p le diamètre des particules (m), ρ_p la masse volumique des particules (kg/m^3), g l'accélération gravitationnelle ($9,81 \text{ m/s}^2$), R_p le rayon de la particule (m), D_∞ le coefficient hydrodynamique (s^{-1}) et A la constante d'Hamaker (J).

Idéalement, dans une suspension complètement déstabilisée, l'efficacité d'attachement entre les particules et les collecteurs (α) (Équation 2.9) est de 1 ou 100% (Yao et al., 1971). Avec un prétraitement inexistant ou faible, α peut atteindre la valeur de 0,05 ou 5% (Elimelech, Gregory, Jia, & A., 1995) et même 0,01 ou 1% (J.E. Tobiason & O'Melia, 1988). Lorsqu'une suspension est efficacement déstabilisée, la qualité de l'effluent augmente peu de temps après le début de la filtration. Les particules retenues par le média au début du cycle servent de collecteur pour les particules filtrées postérieurement. Cela augmente le taux de contact entre les particules et les collecteurs et améliore ainsi l'efficacité du filtre (Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia & Ali, 1978; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982). Avec le temps, la porosité des pores diminue et cela augmente la perte de charge dans le filtre (Barton & Buchberger, 2007; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982).

Équation 2.9 :

$$\alpha = -\frac{2}{3} * \frac{D_{10}}{(1 - \varepsilon_0) * L * \eta_0} * \ln \left(\frac{C}{C_0} \right)$$

Où L est l'épaisseur de la couche de média (m), C_0 la concentration totale de particules à l'affluent (nombre de particules/ml) et C la concentration totale de particules à l'effluent (nombre de particules/ml).

Sans prétraitement chimique, l'efficacité d'attachement des particules sur le média est réduite (Elimelech et al., 1995), les bactéries de 1 μm rencontrent une efficacité de contact minimale (Tufenkji & Elimelech, 2004) et les particules ayant un diamètre inférieur à 1 μm font augmenter les pertes de charge dans le filtre (Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; C. R. O'Melia & Ali, 1978; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982).

2.2.3 Perte de charge

Il existe plusieurs équations permettant de calculer la perte de charge initiale dans un filtre (H_0), c'est-à-dire la perte de charge lorsque celui-ci est propre. Les Équations 2.9, 2.11, 2.14 et 2.16 peuvent être utilisées en régime laminaire dans le cas où les grains de média sont identiques. Toutefois, pour un filtre rapide, il est recommandé d'utiliser l'Équation 2.17 afin d'obtenir un résultat plus précis. Les valeurs recommandées pour les coefficients se trouvent dans le Tableau 2.5 (R. R. Trussell & Chang, 1999). Pour un filtre bicouche, il suffit de calculer séparément H_0

pour chacune des couches de média et de les additionner par la suite pour obtenir la H_0 totale du filtre.

Équation 2.10 :

$$\text{Équation de Darcy – Hazen : } H_0 = \frac{L * U}{k_p}$$

Où H_0 est la perte de charge initiale (cm), L l'épaisseur de la couche de média (cm), U la vitesse superficielle de l'eau (cm/s) et k_p la perméabilité hydraulique (cm/s) (Équation 2.11).

Équation 2.11 :

$$k_p = c * (0,7 + 0,03 * T) * D_{10}^2$$

Où k_p est la perméabilité hydraulique (cm/s), c un coefficient variant entre 123 et 125 (typiquement 124), T la température (°C) et D_{10} le diamètre effectif des grains (cm).

Équation 2.12 :

$$\text{Équation de Carman – Kozeny : } H_0 = f_1 * \frac{L}{\varphi * D_{10}} * \frac{1 - \varepsilon_0}{\varepsilon_0^3} * \frac{U^2}{g}$$

Où φ est le coefficient de sphéricité des grains et f_1 est un facteur adimensionnel (Équation 2.13).

Équation 2.13 :

$$f_1 = 150 * \frac{1 - \varepsilon_0}{N_{Re}} + 1,75$$

Où N_{Re} est un nombre adimensionnel (Équation 2.14).

Équation 2.14 :

$$N_{Re} = \frac{\varphi * U * D_{10}}{\nu_{eau}}$$

Où ν_{eau} est la viscosité cinématique de l'eau (m²/s).

Équation 2.15 :

$$\text{Équation de Rose : } H_0 = \frac{1,067}{\varphi} * \frac{C_D}{g} * L * \frac{U^2}{\varepsilon_0^4} * \frac{1}{D_{10}}$$

Où C_D est un nombre adimensionnel (Équation 2.16).

Équation 2.16 :

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0,34$$

Équation 2.17 :

$$\text{Équation de Ergun : } H_0 = \left[k_V * \frac{(1 - \varepsilon_0)^2}{\varepsilon_0^3} * \frac{\mu_{eau} * L * U}{\rho_{eau} * g * D_{10}^2} \right] + \left[k_I * \frac{(1 - \varepsilon_0)}{\varepsilon_0^3} * \frac{L * U^2}{g * D_{10}} \right]$$

Où k_V est le coefficient dû aux forces visqueuses et k_I le coefficient dû aux forces d'inertie.

Tableau 2.5 : Valeurs recommandées pour l'Équation 2.17

Matériau	k_V	k_I	ε_0
Sable	110 – 115	2,0 – 2,5	0,40 – 0,43
Anthracite	210 – 245	3,5 – 5,3	0,47 – 0,52

Au fur et à mesure que le cycle de filtration progresse, les pertes de charge à l'intérieur du lit filtrant progressent. Le développement des pertes de charge dans un filtre dépend du média (matériau, taille, forme, porosité et épaisseur de la couche), de la vitesse de filtration, de la température et des particules (type, concentration, taille et forme) à l'affluent (Ives & Sholji, 1965). De plus, l'ajout de coagulant et de floculant change la nature des particules et des grains de média et a un impact sur les pertes de charge dans le filtre (J. E. Tobiasson & O'Melia, 1982). Plus précisément, la perte de charge augmente avec le poids molaire du polymère utilisé et avec la dose (Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; C. R. O'Melia & Ali, 1978; J. E. Tobiasson & O'Melia, 1982). En effet, l'utilisation d'un polymère augmente la grosseur des floes et réduit la pénétration des particules dans le média. Un poids moléculaire plus élevé favorise la progression des pertes de charge et la formation de gâteau en surface plus hâtivement (Zhu, Smith, Zhou, & Stanley, 1996).

Nombreux sont ceux qui ont proposé des équations empiriques basées sur l'équation de Carman-Kozeny utilisant diverses constantes afin de prédire la perte de charge dans un filtre granulaire, et cela, en posant différentes hypothèses. Cependant, aucun modèle complet n'est disponible (Herzig et al., 1970; Sakthivadivel, Thanikachalam, & Seetharaman, 1972). Selon Ives (1970, 1978), la perte de charge peut s'exprimer en fonction du dépôt spécifique (Équation 2.18). En raison de

l'accumulation du dépôt spécifique dans le filtre, la géométrie des pores change et les Équations 2.9, 2.11, 2.14 et 2.16 deviennent invalides.

Équation 2.18 :

$$\frac{\partial H}{\partial L} = \left(\frac{\partial H}{\partial L} \right)_0 * \left(1 + \frac{\beta * \sigma}{\varepsilon_0} \right)^{2*y} * \left(1 - \frac{\sigma}{\varepsilon_0} \right)^{2*z-3}$$

Où σ est le dépôt spécifique (volume de solide déposé/volume de lit filtrant) (Équation 2.19), β un facteur de forme, $\left(\frac{\partial H}{\partial L} \right)_0$ le gradient hydraulique dans le filtre propre au temps $t = 0$, y et z des exposants déterminés empiriquement.

Équation 2.19 :

$$\sigma = \frac{U * (C_0 - C) * t}{\partial L}$$

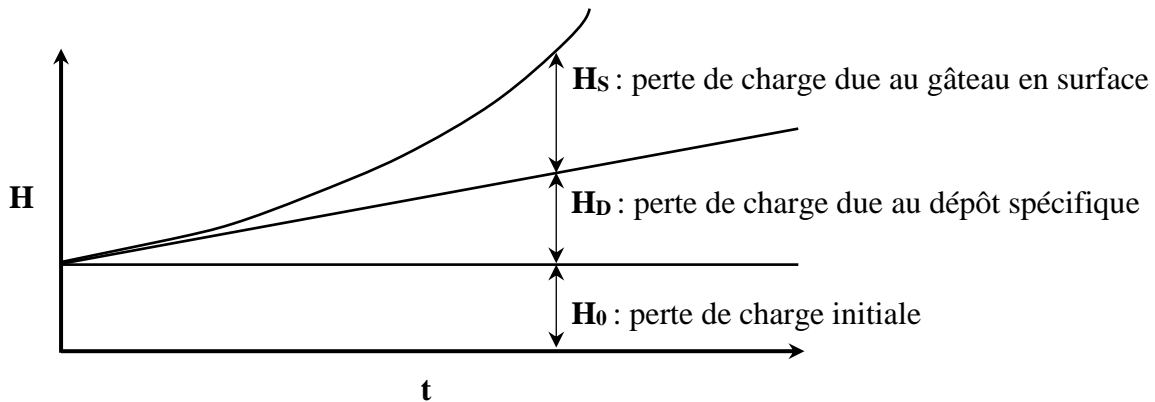


Figure 2.9 : Variation de la perte de charge (H) dans un filtre en fonction du temps (t) (adaptée de Ives (1980))

La formation d'un gâteau et l'augmentation des pertes de charge font partie des désavantages de l'utilisation d'un polymère en amont d'un filtre (C. R. O'Melia, 1974). Lorsque du polymère est présent à l'affluent du filtre, les pertes de charge augmentent exponentiellement (Figure 2.9) et diffèrent des prédictions obtenues avec les équations empiriques proposées (Tien & Payatakes, 1979; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982).

2.2.4 Indice de filtrabilité

Les projets pilotes sont laborieux et requièrent beaucoup d'eau. Il est possible de déterminer si une eau est colmatante ou non en évaluant sa filtrabilité. Une méthode qui permet de calculer un nombre de filtrabilité adimensionnel (F) (Équation 2.20) a été proposée (Ives, 1978; Ives, 1980). Celle-ci consiste à utiliser une petite colonne avec une couche de 30 à 40 mm de média (moins de 50 cm³), filtrer 1 L d'eau et mesurer la perte de charge obtenue en filtrant à une vitesse constante de 82 mm/min pendant un certain temps.

Équation 2.20 :

$$F = \frac{H}{U * t} * \left(\frac{C}{C_0} \right)$$

Où H est la perte de charge (cm), U la vitesse (cm/min), t le temps (min) et C/C₀ le ratio d'une unité de qualité entre la sortie et l'entrée (par exemple : turbidité (UTN), concentration de fer (mg/L) ou nombre de coliformes par unité de volume).

Plus la valeur de F est faible, plus la filtrabilité est bonne. Toutefois, afin d'arriver à l'Équation 2.20, l'auteur néglige les termes au carré et au cube de l'Équation 2.18 développée, supposant ainsi une augmentation linéaire des pertes de charge. Cela n'est pas toujours le cas avec l'utilisation d'un polymère.

Sans avoir à recours à un montage de filtration granulaire, une méthode simple qui permet d'évaluer le caractère colmatant de l'eau a été développée. Cette méthode consiste à filtrer 200 ml sur une membrane de 0,45 µm à pression constante de 640 mm de mercure (25,2 po Hg) (C. Desjardins, Koudjonou, & Desjardins, 2002), mesurer le temps requis et comparer ces valeurs. VEOLIA utilise actuellement une méthode semblable pour évaluer le caractère colmatant de l'eau clarifiée entre les procédés Actiflo® et les filtres granulaires (pression de 495 mm Hg ou 19,5 po Hg). L'indice de filtrabilité (IF) est ensuite estimé comme suit (Équation 2.21)(Tramfloc Inc., 2014).

Équation 2.21 :

$$IF = \frac{\text{temps de filtration de l'échantillon (s)}}{\text{temps de filtration d'un même volume d'eau Milli - Q}^{MD} \text{ (s)}}$$

Ainsi, il est possible d'évaluer le caractère colmatant d'une eau coagulée, floculée et décantée et de comparer les valeurs afin de déterminer si l'utilisation d'un polymère vert améliore la filtrabilité versus un APAM.

2.2.5 Crédits d'enlèvement accordés à la filtration directe et conventionnelle

Selon le Règlement sur la qualité de l'eau potable du Québec (RQEP), les normes minimales de traitement pour une eau de surface québécoise sont les suivantes : une réduction de 99,9% (3 log) d'oocystes de *Cryptosporidium* et de kystes de *Giardia* et une réduction de 99,99% (4 log) de virus (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016). Les pourcentages d'élimination de ces micro-organismes de référence (*Cryptosporidium*, *Giardia* et virus) requis par le règlement sont déterminés selon un indicateur de la qualité de l'eau, soit la concentration moyenne maximale observée de bactéries *Escherichia coli* par 100 ml d'eau brute sur une période de 12 mois consécutifs sur une période totale de 36 mois (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 : Objectifs de traitement pour l'eau de surface (Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2016)

Nombre moyen de bactéries <i>Escherichia coli</i> (par 100 ml d'eau prélevée)	Pourcentage d'élimination d'oocystes de <i>Cryptosporidium</i>	Pourcentage d'élimination de kystes de <i>Giardia</i>	Pourcentage d'élimination des virus
≤ 15	99,9 %	99,9 %	99,99 %
> 15 et ≤ 150	99,9 %	99,99 %	99,999 %
> 150 et ≤ 1 500	99,99 %	99,999 %	99,9999 %
> 1500	99,999 %	99,9999 %	99,99999 %

Le paramètre utilisé pour évaluer la performance de la filtration est la turbidité exprimée en unité néphélométrique (UTN). En effet, plusieurs études ont permis de déterminer la relation entre l'abattement de turbidité et l'abattement de micro-organismes (Emelko et al., 2005; Logsdon, Symons, Hoye Jr, & Arozarena, 1981; Santé Canada, 2013). Ainsi, il est possible d'utiliser les mesures de turbidité en continu à l'effluent d'un filtre à titre d'indicateur indirect de l'abattement

de micro-organismes et d'octroyer des crédits d'enlèvement pour une performance donnée (Tableau 2.7, 2.8 et 2.9).

Le prétraitement chimique avec déstabilisation des particules est l'étape la plus importante pour produire l'eau filtrée ayant la meilleure qualité (Amirtharajah, 1988). Il est notamment important pour améliorer l'efficacité de la filtration des particules non Browniennes (*Giardia*) (J.E. Tobiason & O'Melia, 1988). Le recours à un aide coagulant permet d'optimiser la qualité de l'effluent (Ives, 1980). Cela se traduit par une optimisation de l'abattement de turbidité et ainsi obtenir le nombre maximal de crédits d'abattement de micro-organismes. L'utilisation de polymères permet donc de réduire le risque microbiologique pour la santé humaine.

Tableau 2.7 : Crédits d'enlèvement des kystes de *Giardia* obtenus pour les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012)

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^e centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15 à 0,30 UTN ⁵	0,31 à 0,50 UTN ⁵	0,51 à 1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,5 log	3,0 log	2,5 log	2,0 log	0
Traitement conventionnel ²	4,0 log	3,5 log	3,0 log	2,5 log	0
Filtration lente	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log
Filtration sur terre diatomée	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3, 4}	Voir les fiches du Comité	Ne s'applique pas			

Tableau 2.8 : Crédits d'enlèvement des oocystes de *Cryptosporidium* obtenus par les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012)

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^e centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15 à 0,30 UTN ⁵	0,31 à 0,50 UTN ⁵	0,51 à 1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	3,5 log	3,0 log	2,5 log	2,0 log	0
Traitement conventionnel ²	4,0 log	3,5 log	3,0 log	2,5 log	0
Filtration lente	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log
Filtration sur terre diatomée	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log	3,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3, 4}	Voir les fiches du Comité	Ne s'applique pas			

Tableau 2.9 : Crédits d'enlèvement des virus obtenus par les traitements de filtration (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2012)

Traitements	Turbidité à l'eau filtrée (95 ^e centile)				
	≤ 0,15 UTN ⁷	≤ 0,15 UTN ⁶	0,15 à 0,30 UTN ⁵	0,31 à 0,50 UTN ⁵	0,51 à 1,0 UTN ⁵
Filtration directe ¹	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	0
Traitement conventionnel ²	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	0
Filtration lente	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log	2,0 log
Filtration sur terre diatomée	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log	1,0 log
	≤ 0,1 UTN				
Filtration membranaire ^{3, 4}	Voir les fiches du Comité	Ne s'applique pas			

- Où
- 1 : Incluant une coagulation avec ou sans floculation préalable.
 - 2 : Incluant la coagulation, la floculation, la clarification et la filtration.
 - 3 : Voir la section 9-10 pour les critères permettant de différencier les types de membranes.
 - 4 : Crédits accordés si le système de suivi d'intégrité reconnu par le Comité sur les technologies de traitement en eau potable est mis en place.
 - 5 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures à l'eau filtrée de chacun des filtres sur une période de 30 jours consécutifs.
 - 6 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux quatre heures à l'eau filtrée combinée sur une période de 30 jours consécutifs.
 - 7 : Basés sur un minimum d'une mesure de turbidité aux 15 minutes à l'eau filtrée de chacun des filtres sur une période de 30 jours consécutifs.

3.1 Synthèse et critique des travaux antérieurs

Tel que mentionné précédemment, les particules ayant un diamètre égal ou inférieur à 1 μm décantent lentement (R. Desjardins, 1997) et ne sont pas efficacement captées en filtration granulaire sans prétraitement chimique (Black, 1948; Elimelech et al., 1995; Lafuma, 1996; Tufenkji & Elimelech, 2004). De plus, ces fines particules produisent une plus grande perte de charge que les particules ayant un diamètre supérieur à 1 μm (Habibian & O'Melia, 1975; C. R. O'Melia, 1974; C. R. O'Melia & Ali, 1978; J. E. Tobiason & O'Melia, 1982). L'usage de coagulants et de floculants est d'intérêt pour améliorer la performance de la filtration en matière d'abattement de turbidité et pour assurer l'atteinte des taux d'élimination minimums requis en tout temps (Amirtharajah, 1988; Ives, 1980; C. R. O'Melia, 1969), mais également pour assurer la rétention des micro-organismes tels que *Giardia* (J.E. Tobiason & O'Melia, 1988).

Les polymères organiques synthétiques, tels que le PAM, sont efficaces et leur usage est très répandu dans l'industrie de l'eau potable (B. A. Bolto, 1995; Dencs et al., 2004; Fielding, 1999; Ives, 1978). Par contre, ces produits contiennent une concentration résiduelle du monomère d'acrylamide qui est considéré toxique (Bull, Robinson, Laurie, et al., 1984; Bull, Robinson, & Stober, 1984; Dentel et al., 1986; Dentel et al., 1989; Johnson et al., 1986; McCollister et al., 1965; McCollister et al., 1964; Shelby et al., 1986; Tyl & Friedman, 2003; Tyl et al., 2000; World Health Organisation (WHO), 2003) et susceptible d'être cancérigène pour les humains (Rice, 2005). L'usage de polymères verts, à base de produits naturels, non toxiques, est d'intérêt pour la santé des utilisateurs si ces produits non toxiques permettent à la fois de réduire le risque microbiologique et chimique associé à la consommation de l'eau potable.

Les polymères à base d'amidon sont efficaces pour floculer l'eau (La Mer, 1966; Packham, 1967) et reconnus comme étant un produit de remplacement économique potentiel pour le PAM (Lapointe & Barbeau, 2015). Par ailleurs, ce produit est d'intérêt puisqu'il n'agit pas comme précurseur de THM ni d'AHA (Hong et al., 2008). Par contre, à dose égale, il a été démontré que les polymères à base d'amidon sont moins performants en termes d'abattement de COD (Gaid & Sauvignet, 2011) et de turbidité (Gaid & Sauvignet, 2011; Lapointe & Barbeau, 2015). Il est donc nécessaire d'avoir recours à des doses plus importantes de floculant à base d'amidon que de PAM pour permettre une performance similaire (Gaid & Sauvignet, 2011; Lapointe & Barbeau, 2015). Ceci étant dit, aucune étude portant sur l'impact d'une floculation avec un polymère à base d'amidon par rapport à un

APAM sur la progression de pertes de charge de filtres granulaires n'a été relevée dans la littérature scientifique. Spécifiquement, le PAM étant une substance visqueuse et colmatante, il est d'intérêt de déterminer si l'utilisation des polymères à base d'amidon permet une prolongation de la durée des cycles de filtration, une réduction de la fréquence des lavages et par association une plus grande production pour une même quantité d'eau brute. Par ailleurs, aucune étude ne s'est attardée à la robustesse de l'étape de filtration granulaire lors d'exportation de polymère à base d'amidon par rapport à un PAM.

3.2 Objectifs

L'objectif principal de ce projet est de comparer, à l'échelle du laboratoire, les effets de l'utilisation du polymère anionique à base d'amidon Hydrex-3842 (H3842) en floculation de l'eau potable à ceux du APAM Hydrex-3551 (H3551) sur l'étape de filtration granulaire.

Les objectifs spécifiques du mémoire sont les suivants :

1. Déterminer si l'utilisation de H3842 permet de réduire le caractère colmatant d'une eau coagulée, floculée et décantée comparativement à l'utilisation de H3551.
2. Déterminer si l'utilisation de H3842 permet de réduire la progression des pertes de charge en filtration granulaire comparativement à l'usage de H3551.
3. Évaluer la performance de l'utilisation de H3842 sur la qualité de l'eau filtrée en comparaison à l'utilisation de H3551.

3.3 Hypothèses

Les hypothèses se résument comme suit :

1. L'utilisation de H3842 pour la floculation de l'eau améliore l'indice de filtrabilité de l'eau coagulée, floculée et décantée à l'entrée de filtres granulaires en comparaison à l'utilisation de H3551.

Cette hypothèse peut être vérifiée en laboratoire à l'aide d'essais de filtrabilité sur des membranes de 0,45 μm de porosité.

2. L'utilisation de H3842 permet de réduire la progression des pertes de charge dans un filtre granulaire.

Cette hypothèse peut être démontrée en laboratoire à l'aide d'essais de filtration granulaire sur une période de 6 h en utilisant des mini-colonnes de filtration.

3. L'utilisation de H3842 produit des floccs de plus petite taille en comparaison au H3551 et un volume de floccs moins important.

Cette hypothèse peut être vérifiée en laboratoire à l'aide d'un appareil permettant de compter le nombre de floccs et déterminer leur taille.

4. L'utilisation de H3842 n'affecte pas la qualité de l'eau et n'altère donc pas la désinfection par rayonnement ultraviolet (UV) de l'eau filtrée.

Cette hypothèse peut être démontrée en laboratoire à l'aide d'un turbidimètre, d'un pH-mètre, d'un compteur des particules, d'un analyseur de COD et d'un spectrophotomètre en mesurant respectivement la turbidité, le pH, le nombre de particules, la concentration en COD et l'absorbance UV à l'affluent et à l'effluent des mini-colonnes de filtration.

5. L'utilisation de H3842 n'affecte pas la biostabilité de l'eau filtrée.

Cette hypothèse peut être vérifiée en laboratoire avec des mesures de CODB à l'effluent des mini-colonnes de filtration.

CHAPITRE 4 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre porte sur la démarche expérimentale du présent projet de recherche. Cette étude a été réalisée à l'échelle laboratoire à l'aide d'un montage pilote.

4.1 Prétraitements chimiques

Les essais ont été réalisés dans le but d'évaluer le potentiel colmatant d'une eau floculée à l'aide d'un polymère biosourcé par rapport à un polymère à base de polyacrylamide. Deux types de polymères anioniques ont été testés dans le cadre de ces essais, soit un floculant biosourcé à base d'amidon de pomme de terre (Hydrex-3842) et un polyacrylamide (Hydrex-3551). Le polymère biosourcé Hydrex-3842 (ci-après amidon, polymère vert ou polymère biosourcé) possède un poids moléculaire élevé et une faible densité des charges comparativement au polyacrylamide Hydrex-3551 (ci-après PAM) qui possède un poids moléculaire plus élevé et une faible densité des charges. Les solutions de polymères ont toujours été préparées 2 à 3 heures avant la réalisation des essais.

Les caractéristiques des eaux étudiées ont été sélectionnées pour imiter des eaux clarifiées à la sortie d'un procédé Actiflo®, c'est-à-dire une faible turbidité et une faible concentration en COT. Le dosage de floculant de type PAM utilisé dans ces procédés compacts est typiquement de 0,3 mg/L et la concentration résiduelle de floculant à l'eau clarifiée est typiquement inférieure à 0,05 mg/L. Toutefois, un surdosage ou un problème d'opération peut survenir lors du traitement. Il est possible qu'une dose non négligeable de polymère soit acheminée vers les filtres. Afin de simuler des conditions sous-optimales et maximiser la possibilité de distinguer des différences entre le PAM et l'amidon, les doses de floculant évaluées dans le cadre de ces essais sont de 0,05 mg/L, 0,175 mg/L et de 0,3 mg/L. Par ailleurs, les pertes de charge induites par ces doses de floculant et les impacts sur la qualité de l'eau filtrée ont été évalués lorsque l'étape de floculation était précédée ou non d'une coagulation au sulfate ferrique hydraté (PIX-312, Kemira) à une dose de 0,73 mg Fe/L (équivalent à un dosage de 4 mg/L d'alun sec). Le sulfate ferrique a été ajouté dans le but de simuler une microcoagulation avant la filtration puisque les floculants sont toujours utilisés en combinaison avec un coagulant. Cela a pour effet d'augmenter la progression des pertes de charge et de mieux observer le phénomène du colmatage sur la période de 6h qui a été utilisée pour comparer les produits. La dose de coagulant retenue peut sembler faible à première vue. Elle a cependant été sélectionnée sur la base des caractéristiques des eaux brutes utilisées. En effet, les

eaux du réseau (déchlorées) de la Ville de Montréal ont été utilisées pour mener à bien ces essais. Comme elles sont faiblement turbides et peu chargées en COD, la dose de coagulant requise était faible et typique d'une application de filtration directe. Le sulfate ferrique a été sélectionné plutôt que l'alun en raison du pH défavorable (pH 8.0) à l'usage de sels d'aluminium. La Figure 4.1 résume le plan expérimental.

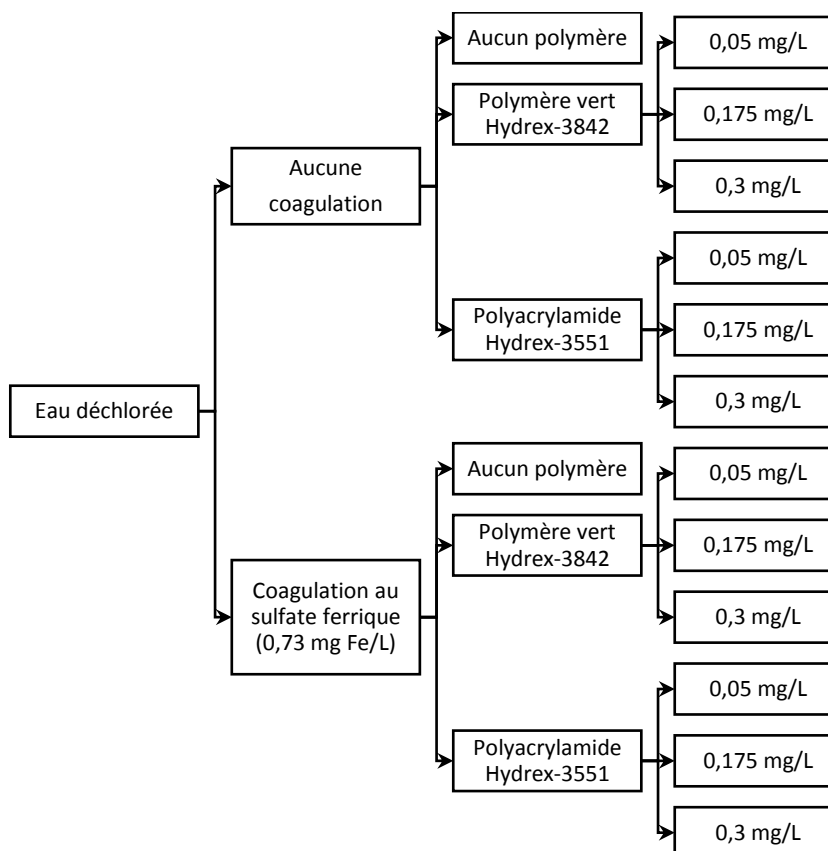


Figure 4.1 : Prétraitements chimiques évalués

4.2 Caractéristiques physico-chimiques des eaux

Les caractéristiques physico-chimiques des eaux étudiées (eaux distribuées déchlorées, eaux coagulées et/ou floculées et eaux filtrées) ont été évaluées lors de la réalisation de chacun des essais selon les méthodes décrites au Tableau 4.1.

Tableau 4.1 : Caractérisation des paramètres physico-chimiques de l'eau brute, l'eau coagulée et/ou floculée et l'eau filtrée

Paramètres	Méthodes (références)	Appareils
Turbidité	Méthode 2320 B (American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF), 2012)	HACH® 2100N
pH	Méthode 4500 H ⁺ B (American Public Health Association (APHA) et al., 2012)	Fisher Scientific™ accumet™ AB15 Basic
Carbone organique dissous (COD)	Méthode 5310 (Échantillon filtré sur 0,45 µm) (American Public Health Association (APHA) et al., 2012)	Sievers™ M5310 C Laboratory TOC Analyzer de GE Water & Process Technologies
Carbone organique dissous biodégradable (CODB)	Différence entre le COD initial et le COD résiduel après 30 jours d'incubation. Inoculum: eau brute (Servais, Billen, & Hascoet, 1987)	Sievers™ M5310 C Laboratory TOC Analyzer de GE Water & Process Technologies
Absorbance UV à 254 nm	Méthode 5910 B (American Public Health Association (APHA) et al., 2012)	HACH® DR 5000 ou Varian Cary® 100 UV-Vis
Compte de particules	Tel que défini par le fournisseur	Dynamic Particle analyzer (DPA 4100) (Brightwell Technologies inc.)
Chlore résiduel total	Méthode 4500-Cl G ((American Public Health Association (APHA) et al., 2012))	Colorimètre portable HACH® (Pocket Colorimeter™ II, Chlorine (Free and Total)
Fer total	MA.200-Met 1.1 (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2012)	ICP-OES iCAP 6000 de ThermoFisher Nébuliseur : CETAC 5000

4.2.1 Eau déchlorée

Afin d'éviter que la présence de chlore résiduel fausse la comparaison des polymères, l'eau du réseau de distribution de la ville de Montréal a été déchlorée à l'aide d'une très faible concentration de bisulfite de sodium (Fisher ScientificTM, CAS : 7631-90-5). Ce produit a été sélectionné pour la facilité de sa manutention et puisqu'il présente un risque relativement faible pour la santé humaine (Gouvernement du Canada, 2013). La concentration résiduelle de chlore total visée après d'ajout du produit était $\leq 0,05$ mg Cl₂/L. Le bisulfite de sodium a été ajouté au réservoir d'eau distribuée (1850 L) selon un ratio massique de 1,25 pour 1 en fonction de la concentration de chlore total mesurée. À la suite du dosage de bisulfite de sodium, le réservoir a été agité manuellement pendant environ 5 minutes. Les caractéristiques physico-chimiques de l'eau après l'étape de déchloration (avant la coagulation et la floculation), ont été caractérisées lors de chacun des essais (Tableau 4.2). Tous les essais ont été menés à une température constante d'environ 21°C. L'eau avant traitement est faiblement turbide (~ 0,2 UTN) et présente une concentration en COD faible (2,1 mg C/L). Il est à noter que les écarts-types présentés au tableau 4.2 sont le reflet de la variabilité saisonnière de la qualité des eaux considérant que l'étude s'est déroulée sur une période de plusieurs mois. Globalement, la qualité de l'eau était stable pendant l'étude.

Tableau 4.2 : Caractéristiques physico-chimiques de l'eau déchlorée

Paramètres	Valeur moyenne \pm Écart-type
Température (°C)	20,75 \pm 0,68
Turbidité (UTN)	0,200 \pm 0,034
COD (mg C/L)	2,10 \pm 0,18
CODB (mg C/L)	< 0,15
Absorbance UV (cm ⁻¹)	0,025 \pm 0,006
SUVA (L/mg*m)	0,84 \pm 0,25
pH	7,7 \pm 0,2
Chlore total (mg Cl ₂ /L)	0,02 \pm 0,02

4.3 Montage expérimental

Les essais ont été réalisés à l'aide d'un montage pilote opéré dans les laboratoires du CREDEAU. Le coagulant a été dosé dans les eaux préalablement déchlorées à l'aide d'une pompe péristaltique (P-01). Après 45 secondes de temps de contact, les eaux coagulées ont été acheminées par une pompe péristaltique (P-02) dans un bécher de 300 ml sur une plaque agitatrice (Fisher Scientific™, modèle 11-500-49S) agité à l'aide d'un barreau magnétique d'une longueur de 1 po (25,4 mm) à vitesse moyenne (6). La dose de flocculant testée a été injectée à l'aide d'une pompe seringue (P-03) (Cole Palmer®, modèle UZ-74905-39) dans le même bécher (300 ml) que les eaux coagulées et les eaux furent flocculées pour une période d'une minute. L'eau flocculée a ensuite été pompée vers les filtres bicouches (P-04 et P-05). Deux colonnes de filtration granulaire (écoulement gravitaire) en PVC de 1,25 po (3,175 cm) de diamètre (F-01 et F-02) garnies de 20 cm de sable de silice ($D_{10} = 0,4$ mm) et 40 cm d'anthracite ($D_{10} = 1$ mm, $CU = 1,3$) ont été opérées à une vitesse de 10 m/h (132 ml/min). Des courbes de granulométrie des matériaux filtrants ont été réalisées avant la mise en route du montage (Annexe A). Les colonnes de filtration utilisées ont été conçues pour une perte de charge admissible de 100 cm. La valeur totale de L/D_{10} était de 900, légèrement sous la valeur suggérée de 1000 pour un filtre bicouche rapide (Kawamura, 2000), mais les valeurs de $D_{\text{colonne}}/D_{10}$ étaient supérieures à 30 pour minimiser les effets de paroi (Tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Valeurs des ratio L/D_{10} et $D_{\text{colonne}}/D_{10}$

Média	D_{10} (mm)	L (mm)	L/D_{10}	D_{colonne} (mm)	$D_{\text{colonne}}/D_{10}$	R_e
Sable	0,4	200	500	31,8	79,4	1,11
Anthracite	1,0	400	400	31,8	31,8	2,77

4.3.1 Essais de filtration

Avant la réalisation de chacun des essais, les pompes ont été calibrées et un rétro-lavage des filtres d'une durée de 8 minutes à 40% d'expansion a été effectué. Lorsque la solution de polymère était prête, les pompes étaient mises en marche dans l'ordre suivant : P-02, P-04 et P-05. Lorsque la perte de charge initiale était atteinte, environ 20 cm d'eau, la pompe P-01, si l'essai était avec

coagulant, et P-03 étaient mises en marche. La mise en marche de P-03 marquait le début de l'essai. Pendant la première demi-heure de l'essai, la turbidité était mesurée et la perte de charge était notée (augmentation de la tête d'eau en cm), le plus fréquemment possible. Par la suite, cela était accompli à un intervalle de 30 minutes, et ce, jusqu'à la fin de l'essai. Des traits à chaque cm à partir de la base étaient inscrits sur les colonnes. Ainsi, les pertes de charge étaient mesurées visuellement, à la hauteur de la tête d'eau. De plus, lors des essais, trois échantillons d'eau filtrée et deux échantillons d'eau floculée à l'entrée des colonnes étaient prélevés afin de mesurer le COD, le CODB, le pH, l'absorbance UV, le fer total et de compter le nombre de particules. Lors des essais, une seule colonne était en marche. Les échantillons d'eau à l'entrée des colonnes ont été prélevés avant V-04 lorsque F-01 était utilisée et avant V-06 lorsque F-02 était utilisée (Figure 4.2). Le temps maximal alloué pour les essais était de 6 h tandis que la perte de charge maximale tolérée était de 100 cm. La fin de l'essai de filtration fut dictée par le premier point de consigne (temps ou perte de charge atteinte). L'ensemble des essais a été répété en duplicata.

4.3.2 Essais de filtrabilité

Dans le but de comparer le caractère colmatant des polymères et de confirmer les résultats obtenus en filtration granulaire, des essais de filtrabilité ont été effectués pour chacun des prétraitements (Figure 4.1). La méthode utilisée pour mesurer l'indice de filtrabilité est similaire à celle développée par C. Desjardins et al. (2002). Cependant, le volume prélevé était de 300 ml et la pression était de 508 mm de mercure (20 po Hg). L'eau déchlorée, coagulée et floculée a été prélevée et filtrée sur une membrane en polyéthersulfone d'une porosité de 0,45 μm et d'un diamètre de 47 mm (PALL®, Supor®-450) préalablement rincée avec 1 L d'eau MilliQ®. La mesure du temps requis pour filtrer chaque tranche de 50 ml, pour un volume total de 300 ml, a été notée. Pour chaque prétraitement étudié (Figure 4.1), les essais ont été répétés de 4 à 8 reprises. L'indice de filtrabilité avec le volume de 200 ml a tout de même été calculé.

4.4 Analyses statistiques

Une analyse statistique factorielle ANOVA (type de polymère, dosage de polymère, présence ou absence de coagulant) a été réalisée pour déterminer si les valeurs étaient statistiquement différentes pour chaque prétraitement sur les données expérimentales suivantes : enlèvement de fer total, indice de filtrabilité, progression de pertes de charge, taille et volume des flocs, pH à l'entrée

des filtres, enlèvement de particules, différence de concentration en COD et d'absorbance UV entre l'entrée et la sortie des filtres et concentration en CODB à l'eau traitée.

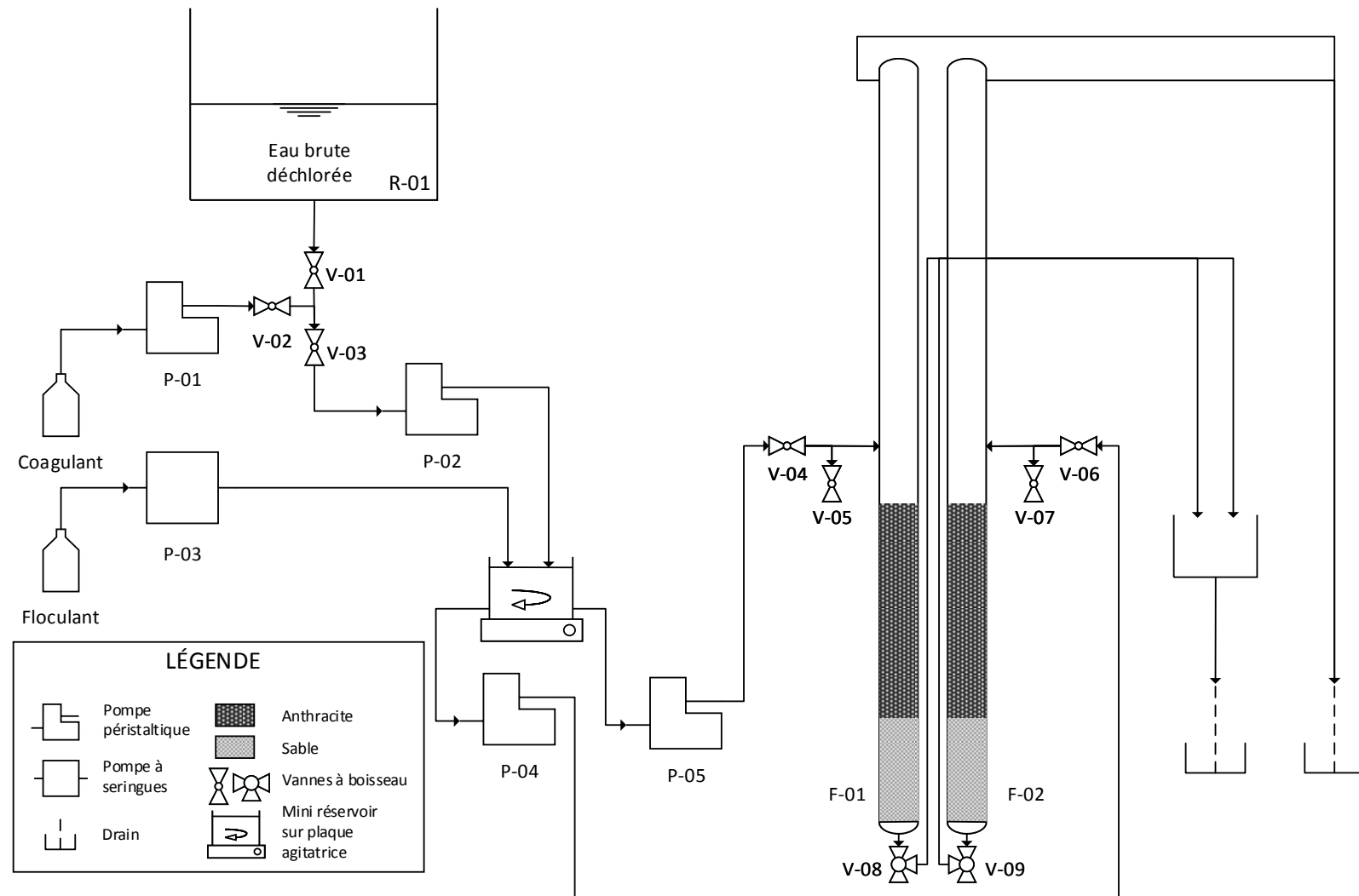


Figure 4.2 Schéma complet du montage

CHAPITRE 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

Ce chapitre porte sur les résultats obtenus lors des essais et sur la discussion de ceux-ci en lien avec objectifs présentés à la section précédente. La première section informe sur les conditions d'opération, la seconde porte sur les essais de filtrabilité, la troisième résume les essais de filtration granulaire et l'aspect qualité des eaux filtrées est présenté en quatrième lieu.

5.1 Dosage de polymères

Tel que mentionné précédemment, les doses de polymères ont été choisies théoriquement dans le but de simuler une perte de traitement, c'est-à-dire voir ce qu'il se passe en aval du prétraitement chimique, dans les filtres granulaires, dans les pires circonstances. Les conditions de traitement étaient donc sous optimales et il y avait exportation de polymère. Dans le but de comparer l'impact de cette exportation sur la performance des filtres, les doses massiques des polymères évaluées étaient identiques.

Sans ajout de coagulant dans l'eau, l'augmentation de la dose de polymère n'a pas eu d'impact significatif statistiquement sur l'efficacité moyenne des filtres granulaires pour l'enlèvement du fer total (Figure 5.1 a, b et c) puisqu'il y avait peu de fer dans l'eau brute (Figure 5.2), en moyenne $16,7 \pm 5,0 \mu\text{g/L}$. Néanmoins, il est possible de remarquer que l'efficacité est légèrement plus élevée pour le PAM. En effet, des études précédentes ont démontré que pour obtenir une efficacité similaire, la dose de polymère à base d'amidon doit être supérieure à celle du PAM (Gaid & Sauvignet, 2011; Lapointe & Barbeau, 2015).

Avec un ajout de coagulant correspondant à $0,73 \text{ mg Fe/L}$ dans l'eau, il est possible de déterminer qu'une dose de $0,05 \text{ mg/L}$ de polymère n'a pas d'impact sur l'efficacité des filtres granulaires pour l'enlèvement du fer total, mais que l'augmentation de la dose de polymère (PAM ou amidon) diminue la rétention du fer. Cependant, cet effet n'était pas statistiquement significatif bien que la tendance soit discernable sur la Figure 5.1 d, e et f.

À la Figure 5.3, on présente les concentrations de fer à l'entrée des filtres lors des différents essais avec coagulation + polymère. Les concentrations de fer donnent une mesure indirecte de la quantité de flocs présents à l'entrée des filtres. Or, nous avons noté que les concentrations de fer étaient plus faibles lors des essais avec le PAM en comparaison au polymère à base d'amidon. Toutefois,

comme les pompes d'injection ont été calibrées avant chaque essai et les débits injectés ont été calculés ($\pm 9\%$) à partir des volumes restant dans la bouteille de coagulant et du temps des essais, nous sommes d'avis que cette différence est plutôt le résultat de l'interaction des polymères avec le coagulant. En effet, il a été observé que des floccs décantaient dans les tubes en amont des filtres qui amenaient l'eau flocculée vers les filtres. Nous soupçonnons que la décantation était plus importante lors de l'utilisation du PAM ce qui expliquerait un plus faible apport en fer (et donc en floccs) lors des essais avec le PAM. Cet enjeu sera rediscuté un peu plus loin dans la section portant sur la caractérisation des floccs.

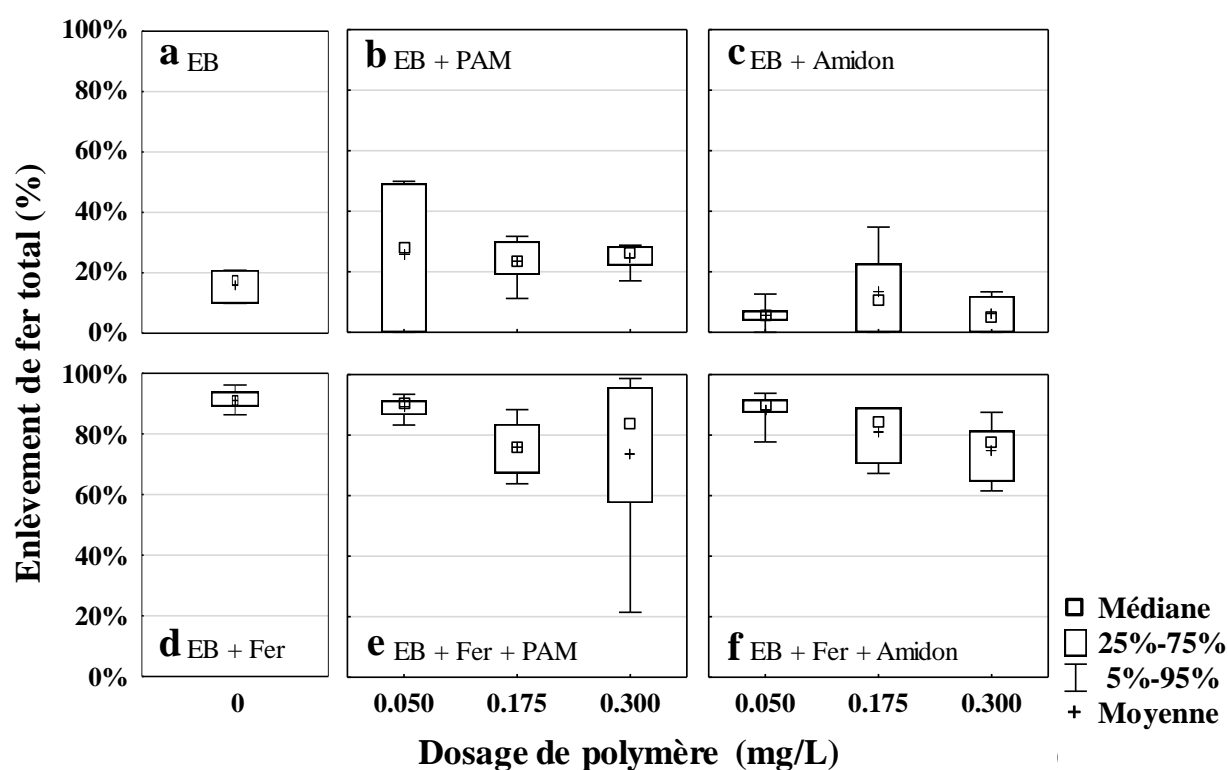


Figure 5.1 : Enlèvement de fer total pour l'eau brute (EB) seulement (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

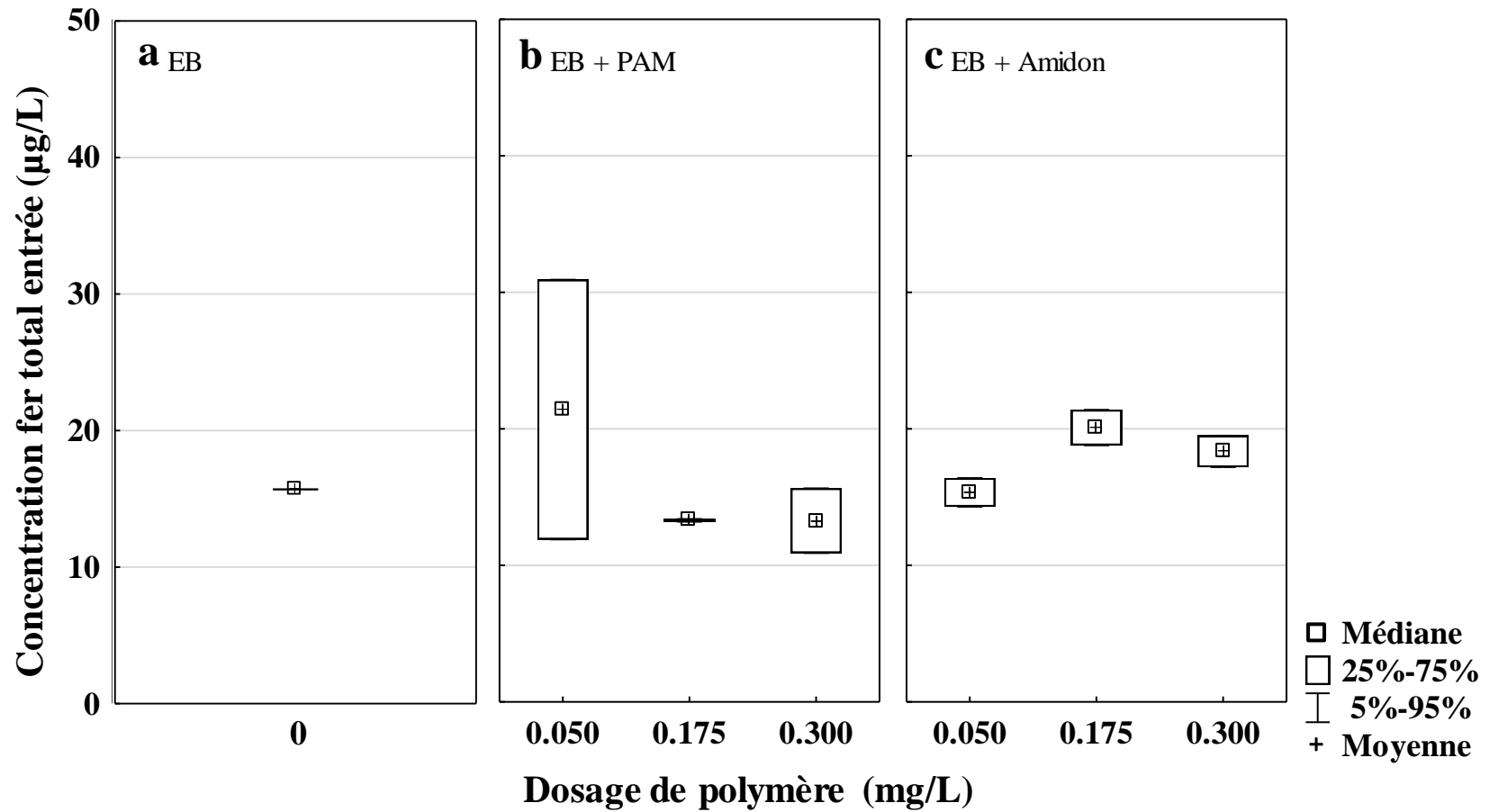


Figure 5.2 : Concentration de fer total dans l'eau à l'entrée des filtres granulaires à l'eau brute (EB) (a) et dans l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (c)

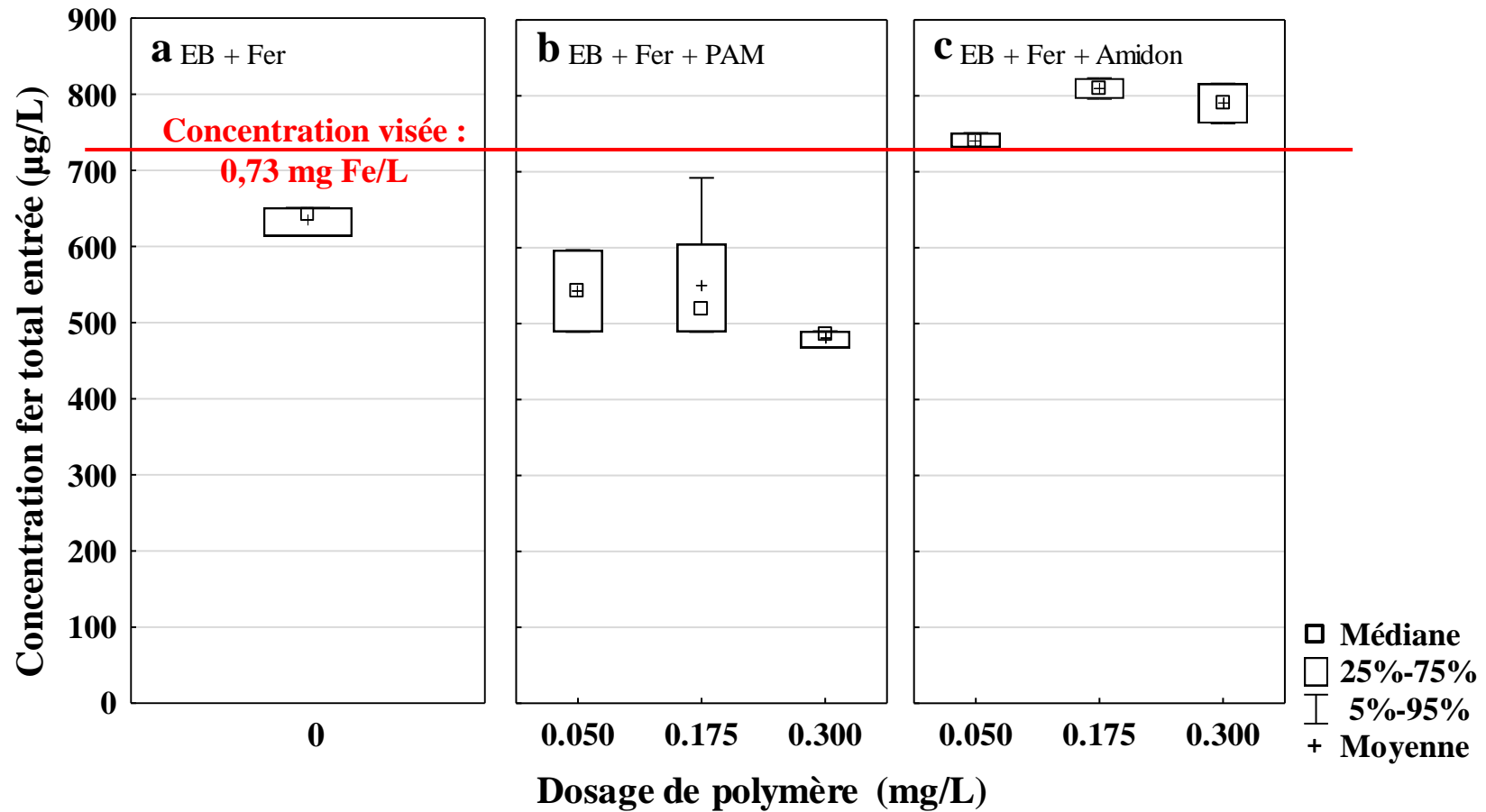


Figure 5.3 : Concentration de fer total dans l'eau à l'entrée des filtres granulaires avec ajout de coagulant seulement (EB + Fer) (a) et dans l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique avec coagulant (EB + Fer + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (c)

5.2 Indice de filtrabilité

L'indice de filtrabilité consiste à mesurer le temps requis pour un filtrer un volume de 200 ml. Ce temps est ensuite divisé par le temps équivalent pour filtrer 200 ml d'eau ultra-pure. Les résultats des essais de filtrabilité des divers prétraitements chimiques étudiés indiquent qu'en comparaison au PAM, l'utilisation du polymère à base d'amidon permet de diminuer l'indice de filtrabilité (IF) de 27%, 39% et 38% lorsqu'il est employé sans coagulant pour des doses de polymère de 0,05 mg/L, 0,175 mg/L et 0,3 mg/L respectivement (Figure 5.4). De plus, il est possible de déterminer que l'ajout de 0,73 mg Fe/L multiplie l'IF par un facteur de 3 à 4 pour chacun des flocculants. Toutefois, en présence de coagulant, en comparaison au PAM, l'amidon permet de réduire l'IF de 7%, 16% et 47% pour les doses de 0,05 mg/L, 0,175 mg/L et 0,3 mg/L respectivement.

L'ajout de courbes de tendances sur les valeurs moyennes d'IF de chaque prétraitement permet de supposer la linéarité ($y = ax + b$) des valeurs moyennes d'IF (y) en fonction de la dose (x) pour le PAM ($R^2 = 98,9\%$), l'amidon ($R^2 = 98,7\%$) et l'amidon avec coagulant ($R^2 = 97,2\%$). En ce qui concerne le PAM avec coagulant, la courbe qui correspond le mieux est polynomiale du second degré ($R^2 = 99,8\%$) (Figure 5.5). Sans ajout de coagulant, l'IF d'une eau ayant une dose de 0,05 mg/L à 0,3 mg/L de polymère à base d'amidon n'est pas statistiquement différent à l'IF d'une eau sans polymère. En ce qui concerne le PAM, l'IF est statistiquement différent pour les concentrations de 0,175 mg/L et de 0,3 mg/L. Avec un ajout de fer, l'IF d'une eau ayant une dose de 0,05 mg/L de polymère PAM n'est pas statistiquement différent à l'IF d'une eau sans polymère, mais il l'est pour les doses de 0,175 mg/L et de 0,3 mg/L de PAM et pour 0,3 mg/L d'amidon. De plus, l'IF des eaux avec une dose de 0,3 mg/L de PAM et de 0,3 mg/L d'amidon sont statistiquement différents l'un de l'autre, le PAM produisant une eau plus colmatante.

L'IF est calculé à partir du temps de filtration d'un volume de 200 ml d'eau. Toutefois, à dose égale (0,05 mg/L, 0,175 mg/L et 0,3 mg/L), avec ou sans ajout de coagulant, en comparaison au PAM, l'amidon a pour effet de diminuer le temps de filtration peu importe le volume filtré (50 à 300 ml) (Figure 5.6). L'ajout de 0,05 mg/L de PAM ou d'amidon a peu d'influence sur le temps de filtration. La différence est plus flagrante avec des doses de 0,175 et 0,3 mg/L. Pour la dose de 0,175 mg/L, le temps moyen de filtration est 18% plus élevé avec le PAM et en ce qui concerne la dose de 0,3 mg/L, le temps moyen de filtration est 45% plus élevé avec le PAM.

De plus, il est possible de constater que sans ajout de coagulant la relation entre le temps de filtration et le volume filtré est plutôt linéaire jusqu'à un volume d'environ 200 ml, valeur à laquelle l'IF est calculé (Figure 5.6).

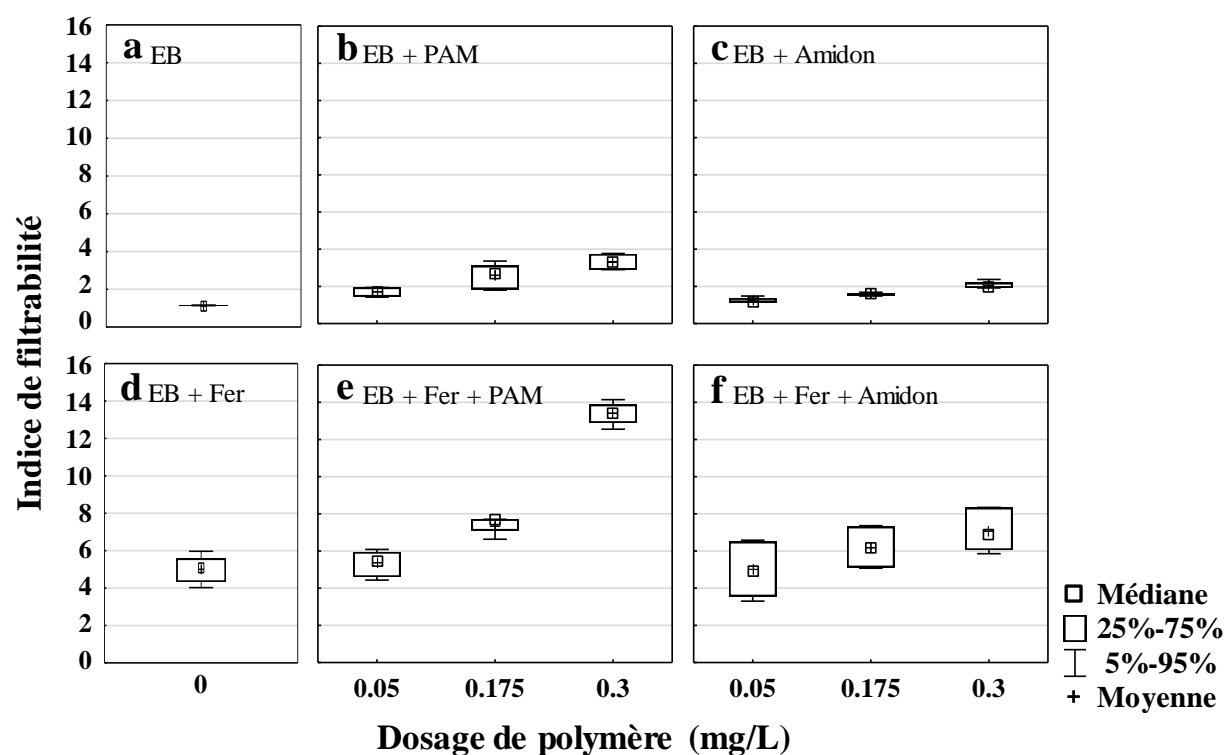


Figure 5.4 : Indice de filtrabilité (200 ml, 20 po Hg) de l'eau brute (EB) seulement (a), l'eau avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

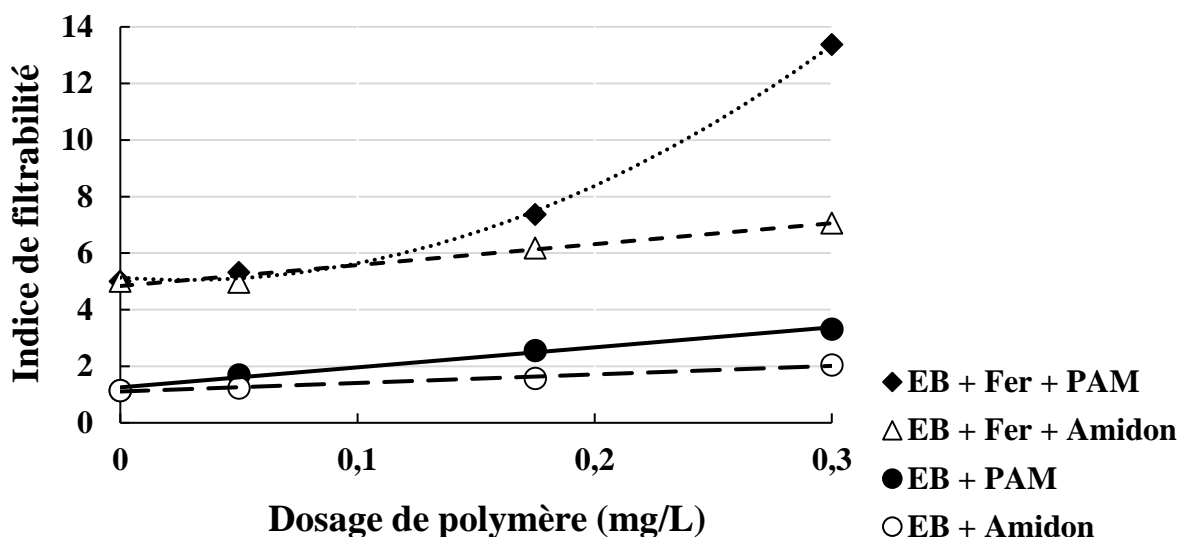


Figure 5.5 : Courbes de tendances des valeurs moyennes d'indice de filtrabilité (volume de 200 ml, sous une pression de négative de 20 po Hg) de la Figure 5.4

Quoi qu'il en soit, la conclusion à tirer de cette section est qu'en comparaison au PAM, le floculant à base d'amidon permet de réduire l'IF moyen (200 ml) et le temps de filtration moyen d'un volume d'eau coagulée, floculée et décantée allant de 50 à 300 ml avec une dose de polymère de 0,05 à 0,3 mg/L et un ajout de fer de 0 ou 0,73 mg Fe/L. De plus, l'indice de filtrabilité est largement influencé par la présence de coagulant. C'est donc l'interaction coagulant-polymère qui semble colmater la membrane, bien plus que le polymère seul.

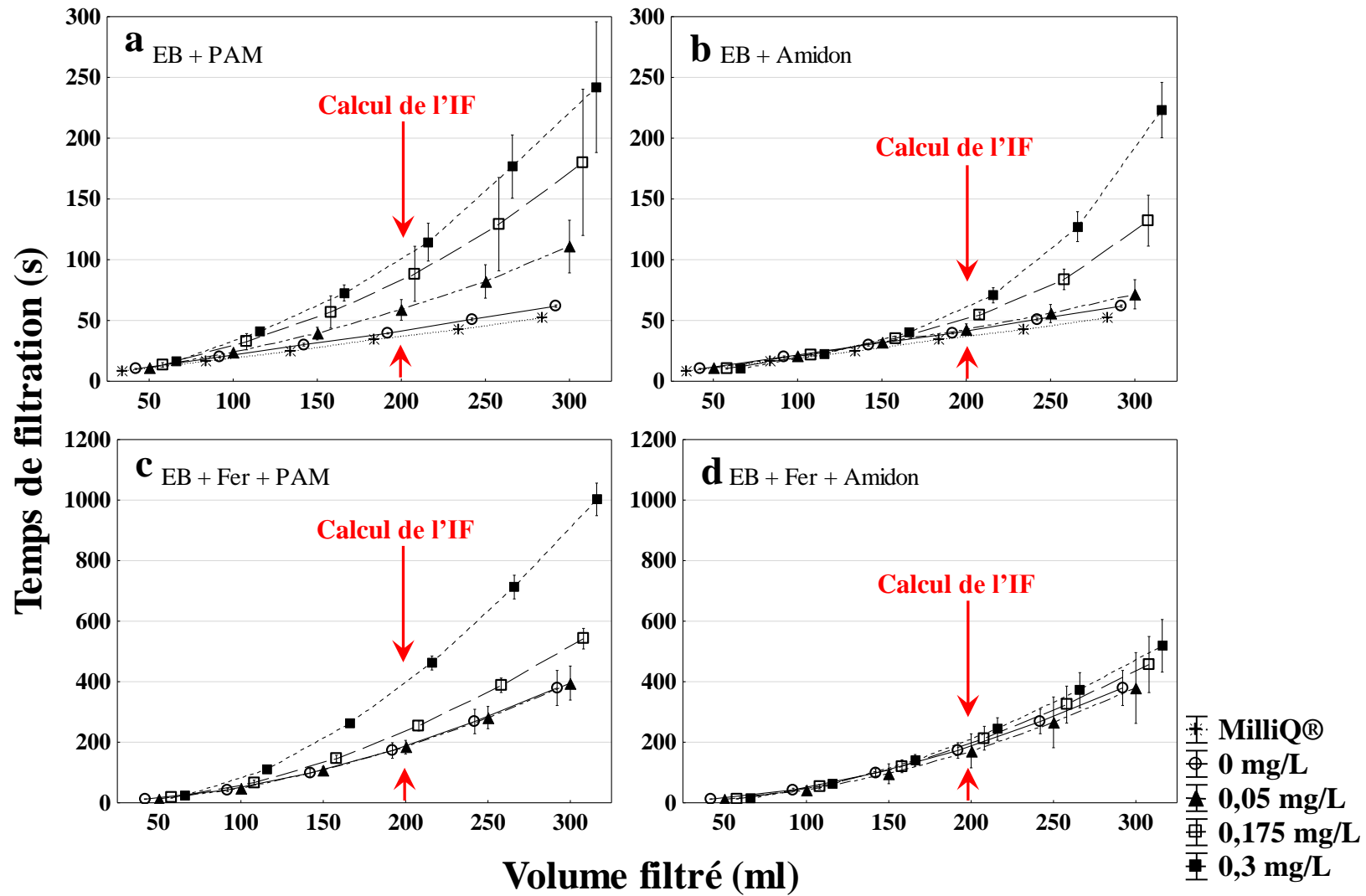


Figure 5.6 : Temps de filtration moyen sur membrane de $0,45 \mu\text{m}$ à 20 po Hg de l'eau brute (EB) flocculée avec le PAM (a), l'amidon (b) et de l'eau coagulée (Fer) et flocculée avec le PAM (c) et l'amidon (d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)

5.3 Pertes de charge en filtration granulaire

5.3.1 Pertes de charge initiales

La perte de charge initiale dans les colonnes a varié de 17,5 à 21,5 cm lors des essais. Les valeurs de perte de charge initiale obtenues avec les équations 2.9, 2.11, 2.14 et 2.16 sont donc plus élevées que les valeurs réelles en utilisant les valeurs typiques pour les coefficients c , ε_0 , φ , k_I et k_V des équations empiriques prédictives des pertes de charge d'un lit propre (Tableau 5.1). Puisque les D_{10} des matériaux, l'épaisseur des couches, la température et la vitesse de filtration étaient connus, cela implique que les valeurs réelles de ε_0 et φ sont probablement plus élevées et/ou celles de k_I plus faibles que les valeurs typiques utilisées. La variable k_V a peu d'influence dans ce cas-ci, quelques millimètres seulement.

Tableau 5.1 : Pertes de charge initiales à 20°C en fonction des valeurs typiques (Tableau 2.3)

Média	H ₀ selon Darcy-Hazen	H ₀ selon Carman-Kozeny	H ₀ selon Rose	H ₀ selon Ergun
Sable	0,21 – 0,22 m	0,23 – 0,62 m	0,27 – 0,58 m	0,22 – 0,43 m
Anthracite	0,07 m	0,04 – 0,22 m	0,05 – 0,16 m	0,12 – 0,40 m
Total	0,28 – 0,29 m	0,27 – 0,84 m	0,32 – 0,74 m	0,34 – 0,83 m
Valeurs typiques	$c = 123 - 125$	Sable : $\varepsilon_0 = 0,40 - 0,47$ $\varphi = 0,7 - 0,8$ Anthracite : $\varepsilon_0 = 0,47 - 0,6$ $\varphi = 0,46 - 0,6$	Sable : $\varepsilon_0 = 0,40 - 0,47$ $\varphi = 0,7 - 0,8$ Anthracite : $\varepsilon_0 = 0,47 - 0,6$ $\varphi = 0,46 - 0,6$	Sable : $\varepsilon_0 = 0,40 - 0,47$ $k_I = 110 - 115$ $k_V = 2 - 2,5$ Anthracite : $\varepsilon_0 = 0,47 - 0,6$ $k_I = 210 - 245$ $k_V = 3,5 - 5,3$

Plusieurs raisons pourraient expliquer le fait que la perte de charge initiale est légèrement plus élevée pour les essais où l'amidon est employé comme floculant (19,5 à 21,5 cm) que ceux avec le PAM (17,5 à 19,6 cm) (Figure 5.7 et Figure 5.10). D'abord, les essais de filtration dans les filtres granulaires bicouches ont été effectués dans deux colonnes différentes, soit une pour chaque

floculant. La première a été utilisée pour les essais avec eau brute (EB), EB + PAM, EB + fer + PAM et pour des essais avec ajout de coagulant seulement (Fer). La seconde a servi pour les essais avec EB + amidon, EB+ fer + amidon et des essais avec ajout de coagulant seulement (Fer). Ces deux colonnes possèdent différentes prises d'échantillonnage, tamis et vannes. La variabilité des matériaux utilisés est un autre facteur. Les rétro-lavages peuvent également avoir eu un impact sur la variation des valeurs de pertes de charge initiales, puisqu'ils ont été accomplis manuellement dans des colonnes ayant un faible diamètre (31,75 mm). Bref, ce sont deux montages différents et il existe une variabilité qui est de l'ordre de 2 cm et c'est pour cette raison qu'on s'intéressera ici à la progression des pertes de charge (en cm/h). Il est posé que la perte de charge initiale n'a pas d'influence sur le taux de progression des pertes de charge considérant les faibles différences mesurées.

5.3.2 Progression des pertes de charge sans ajout de coagulant

À première vue, sans ajout de coagulant, il n'y a pas vraiment de différence entre les progressions des pertes de charge dans un filtre granulaire bicouche pour une eau avec une dose de PAM ou d'amidon (Figure 5.7 a et c). En agrandissant les figures, il est possible de remarquer que les pertes de charge obtenues avec les eaux ayant une dose de PAM progressent plus rapidement que celles avec les eaux ayant une dose d'amidon (Figure 5.7 b et d). En fait, lorsque le polymère utilisé est à base d'amidon, il ne semble pas y avoir d'impact sur les pertes de charge pour les concentrations de 0,05 et 0,175 mg/L. Pour une concentration de 0,3 mg/L, la progression des pertes de charge avec l'amidon est diminuée de presque la moitié en comparaison au PAM (Figure 5.8). La zone grise représente les valeurs sous le seuil de détection visuelle. Ce dernier est de 0,5 cm pour une période de 6 h donc 0,083 cm/h. Les valeurs de progression de pertes de charge dans les filtres granulaires pour les eaux avec ajout de PAM sont toutes au-dessus de cette zone, mais avec l'amidon, seule la valeur de 0,3 mg/L est hors de la zone.

Les essais de filtration dans les filtres granulaires bicouches ont été accomplis sur une période de 6 mois (septembre 2016 à février 2017). En 2016 (essais avec eau brute (EB), fer seulement (EB + Fer), PAM seulement (EB + PAM) et PAM avec ajout de coagulant (EB + Fer + PAM)), la turbidité à l'eau brute était de $0,165 \pm 0,005$ UTN, alors qu'en 2017 (essais avec amidon seulement (EB + Amidon) et amidon avec ajout de coagulant (EB + Fer + Amidon)), la turbidité était de $0,229 \pm$

0,009 UTN. En ce qui concerne la turbidité à l'effluent des filtres granulaires, avec polymère seulement, l'efficacité d'enlèvement est inférieure à 20%, mais il est possible de remarquer qu'elle est légèrement plus élevée avec le PAM. Peu importe la dose ou le polymère utilisé, la turbidité à l'eau filtrée est inférieure à celle de l'eau brute reliée à l'essai après environ 1h (Figure 5.9). Globalement, ces résultats indiquent que le PAM cause légèrement plus de colmatage que l'amidon. Cependant, en absence de coagulant, les deux polymères causent tous deux très peu de pertes de charge. Ce résultat est cohérent avec ce qui a été observé lors des mesures d'indice de filtrabilité.

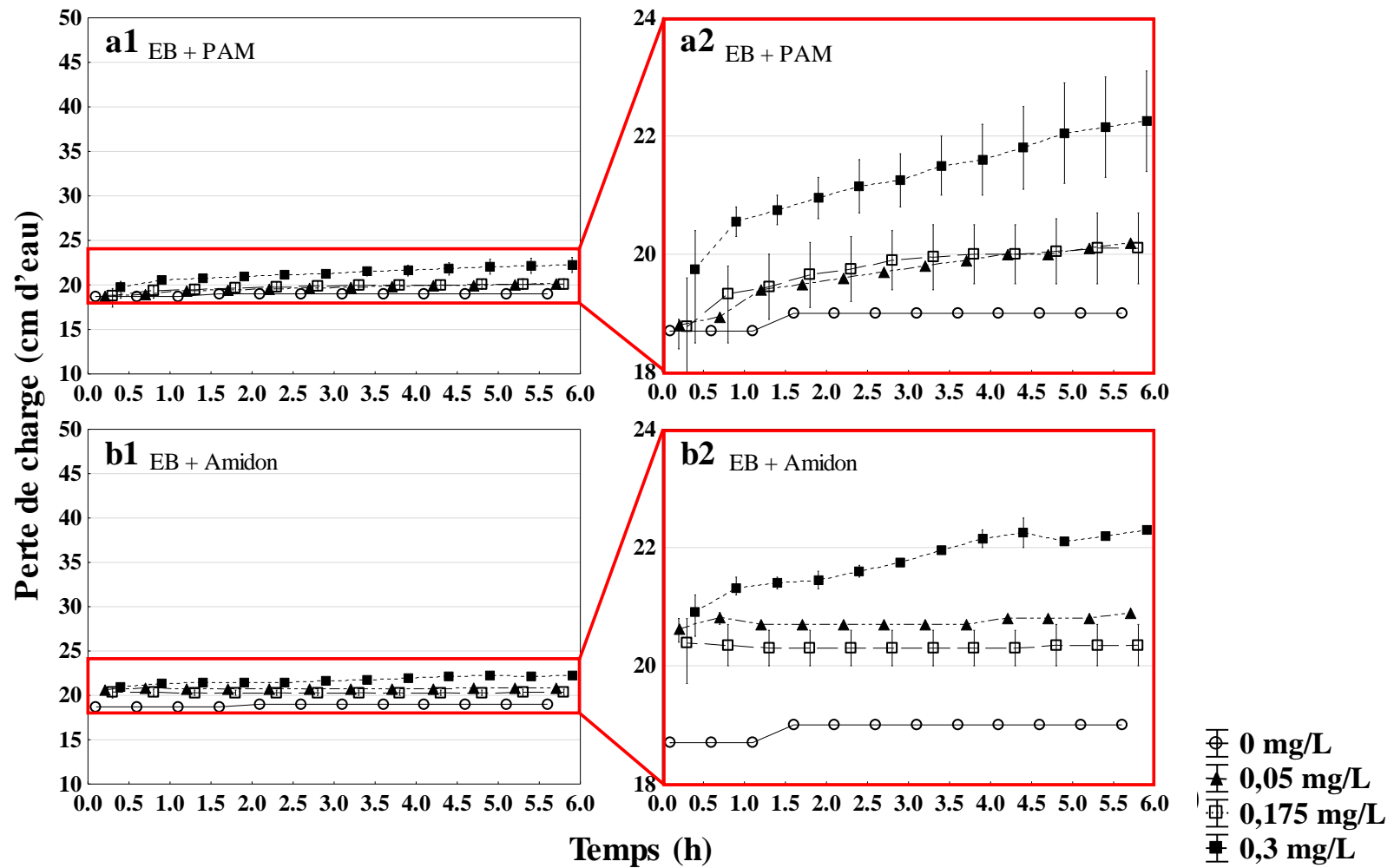


Figure 5.7 : Pertes de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (a1 et a2) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (b1 et b2) (les figures a2 et b2 sont des agrandissements des figures a1 et b1 respectivement et les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)

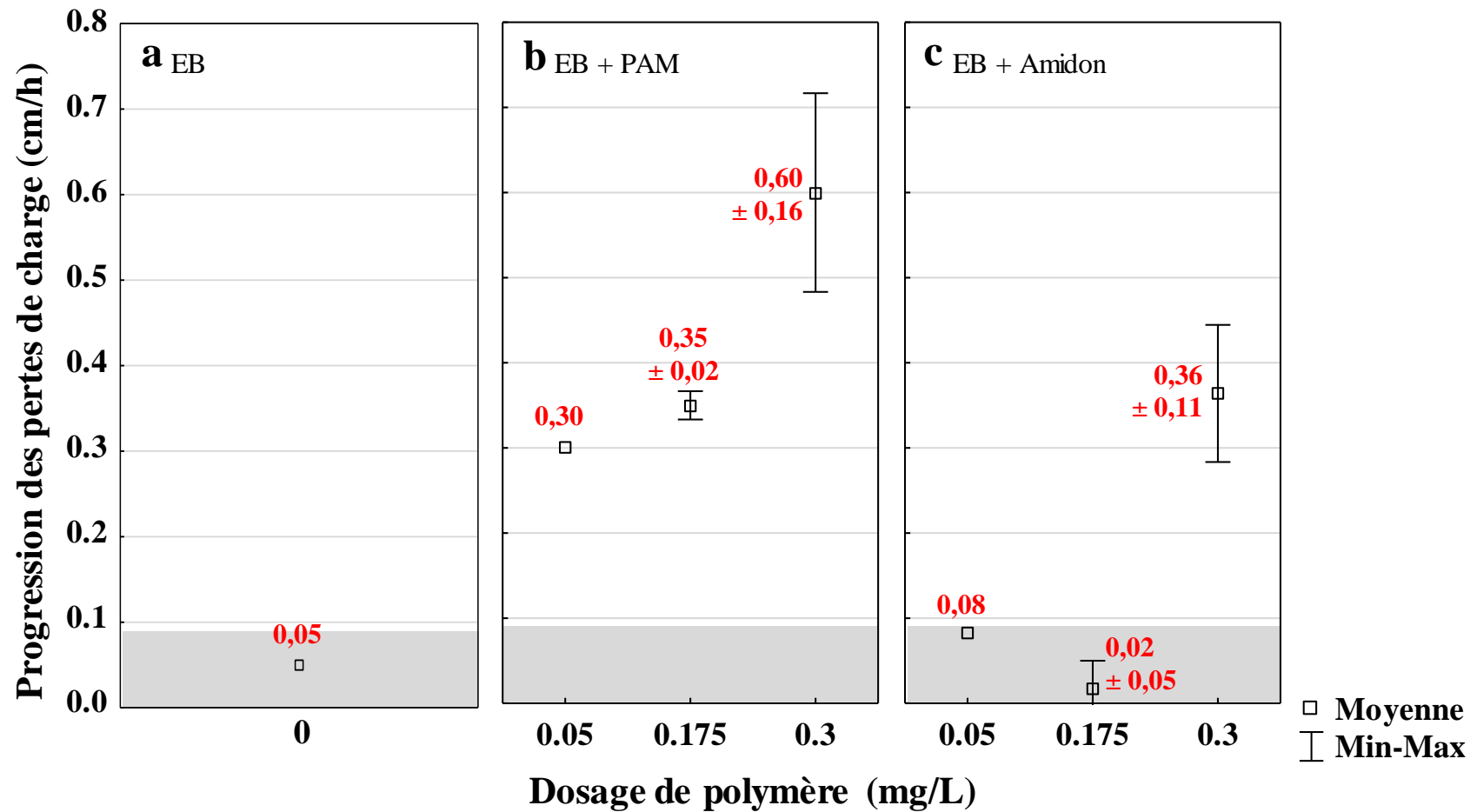


Figure 5.8 : Progression des pertes de charge dans les filtres granulaires avec l'eau brute (EB) (a) et avec l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) (c) (la zone grise représente les valeurs sous le seuil de la détection visuelle et les valeurs en rouge sont les moyennes et les écarts-types)

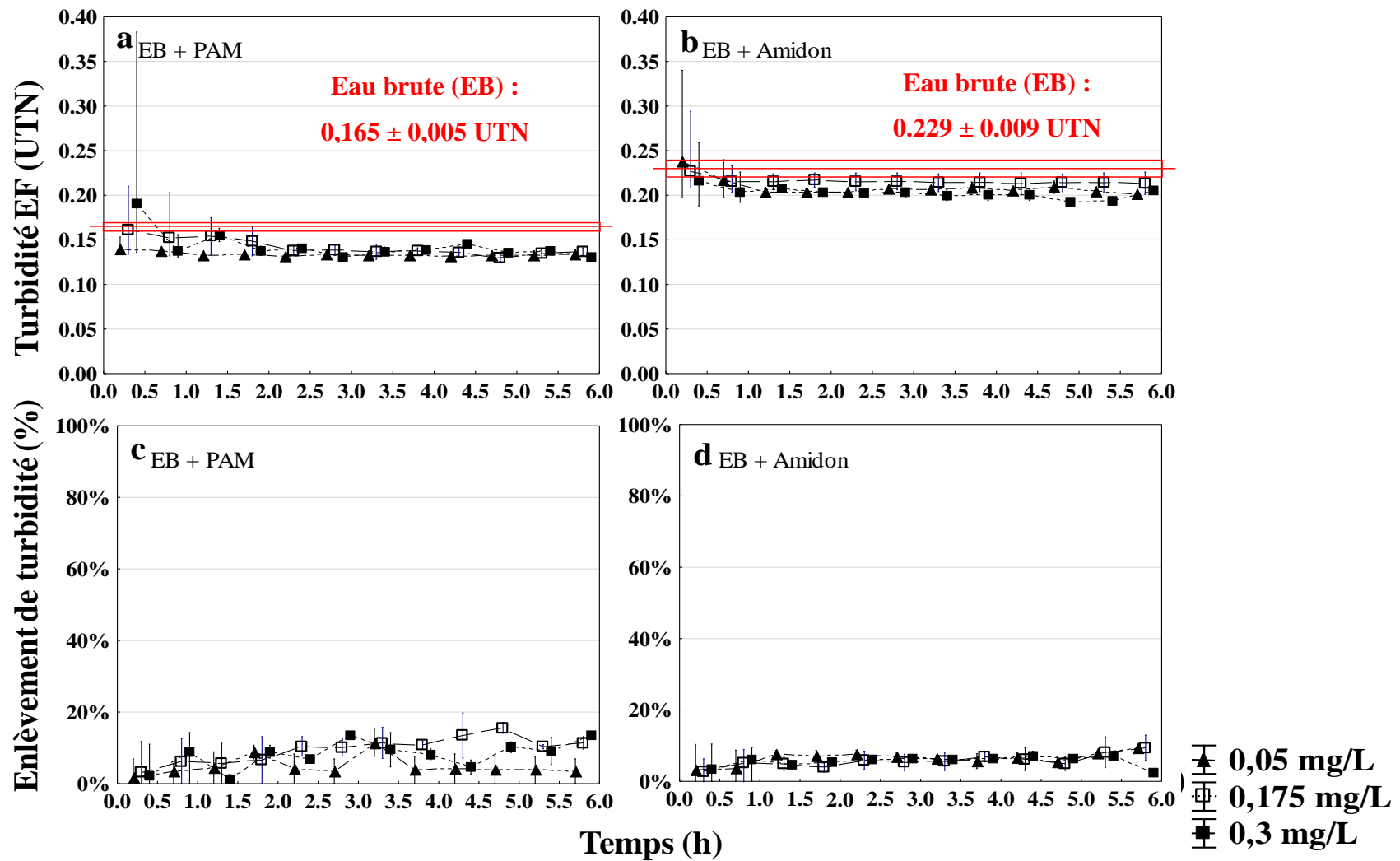


Figure 5.9 : Turbidité à l'eau filtrée (EF) et enlèvement de turbidité dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (PAM) (a et c) ou de polymère à base d'amidon (Amidon) (b et d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)

5.3.3 Progression des pertes de charge avec ajout de coagulant

Lorsque du coagulant est ajouté, mise à part la dose de 0,05 mg/L de polymère, l'augmentation des pertes de charge est plus importante lorsque le polymère utilisé est le PAM. Les résultats démontrent que les pertes de charge dans le filtre avec le PAM progressent environ 2 fois plus rapidement qu'avec le polymère biosourcé pour une dose de 0,175 mg/L et environ 5 fois plus rapidement pour une dose de 0,3 mg/L. De plus, il est possible de remarquer un effet dose-réponse avec les doses de PAM à l'entrée des filtres. Du côté de l'amidon, la progression est plutôt semblable, peu importe la dose de polymère dans l'eau à l'entrée du filtre (Figure 5.10 et Figure 5.11). Dans certains cas, l'écart-type est élevé. Plusieurs raisons peuvent expliquer cela. D'abord, pour obtenir une perte de charge admissible de 100 cm avec les colonnes disponibles au laboratoire, la tête d'eau au-dessus du média devait être de 65 cm. Lorsque la valeur de la tête d'eau n'est pas égale ou supérieure à la valeur de la perte de charge admissible, les chances d'embolie dans les filtres sont plus importantes. En effet, il y avait quelques petites bulles d'air sur les parois et dans le média pour la plupart des essais, mais pour certains essais le volume d'air dans le filtre était plus important. De plus, lors des essais avec PAM des « mud balls » d'anthracite étaient visibles dans le filtre lors des lavages. Le PAM semble s'adsorber plus fortement sur les matériaux que le polymère à base d'amidon. Cela pourrait peut-être être expliqué par le potentiel zêta des floccs. Aucune mesure de potentiel zêta n'a été effectuée lors des essais.

Du côté de la turbidité, avec un ajout de coagulant de 0,73 mg Fe/L, la turbidité à l'effluent est sensiblement la même avec une concentration de 0,05 mg/L de PAM ou de polymère à base d'amidon malgré le fait que la turbidité de l'eau brute était plus élevée lors des essais avec le polymère à base d'amidon (Figure 5.12). L'efficacité d'enlèvement avec cette dose de polymère à base d'amidon diffère donc peu de celle sans polymère ($+0,3\% \pm 2,7\%$), mais avec le PAM elle est légèrement plus faible ($-5,7\% \pm 1,3\%$). Par contre, avec une dose de 0,175 mg/L de PAM, la turbidité à l'eau filtrée est plus élevée que l'eau brute pour les 4 premières heures et avec la dose de 0,3 mg/L de PAM, elle le reste tout au long de l'essai. Avec le polymère à base d'amidon, la valeur de la turbidité à l'eau filtrée descend sous la valeur de celle de l'eau brute après 1 h seulement pour une dose de 0,175 mg/L et après environ 2,5 h pour la dose de 0,3 mg/L. Il est intéressant de constater qu'il y a eu percée de turbidité pour la dose de 0,175 mg/L de PAM avec coagulant

(Figure 5.12 a) et qu'il y a fluctuation de la turbidité à l'eau filtrée avec la dose de 0,3 mg/L d'amidon en présence de coagulant (Figure 5.12 b).

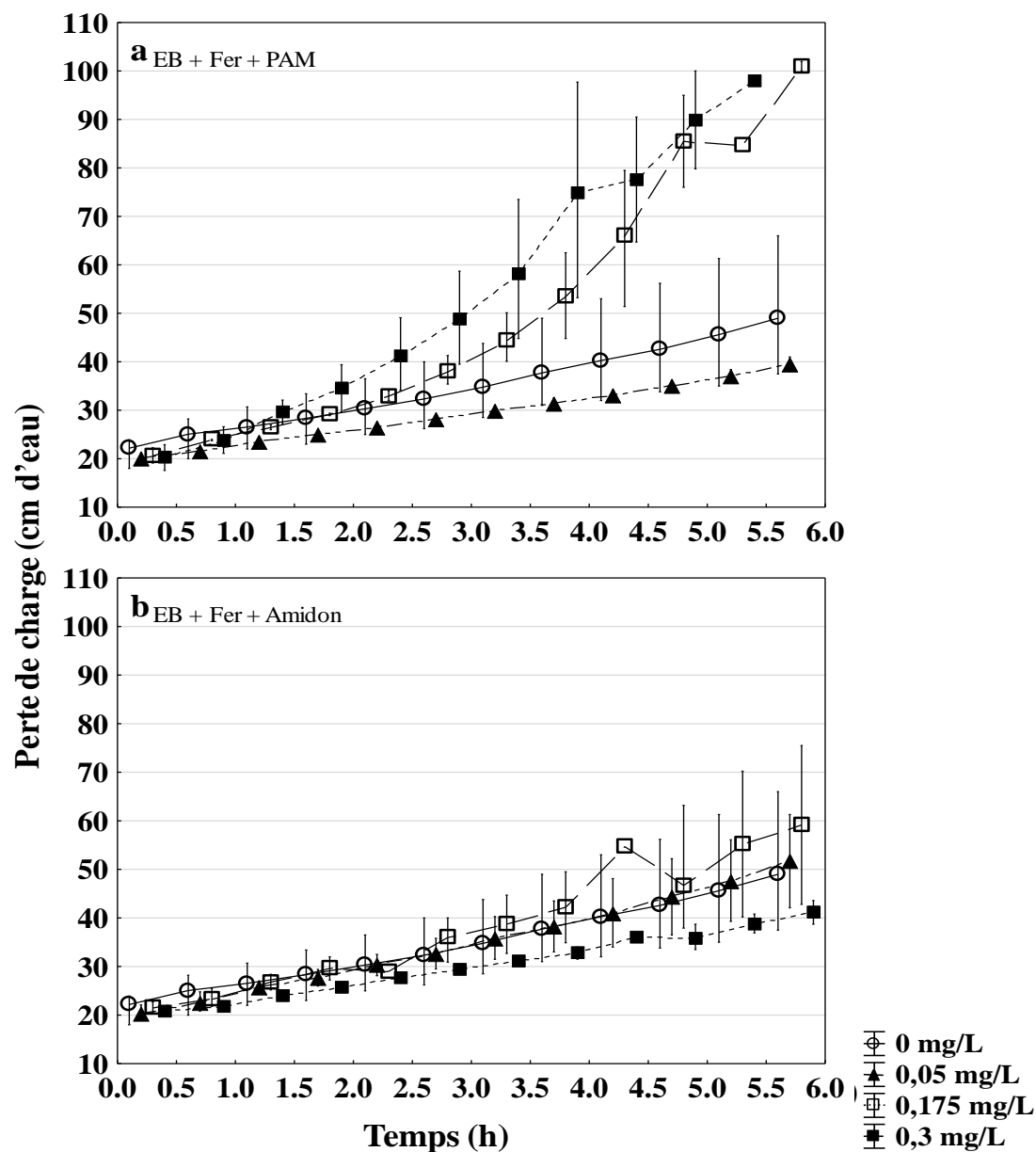


Figure 5.10 : Perte de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + Fer + PAM) (a) ou de polymère à base d'amidon (EB + Fer + Amidon) (b) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)

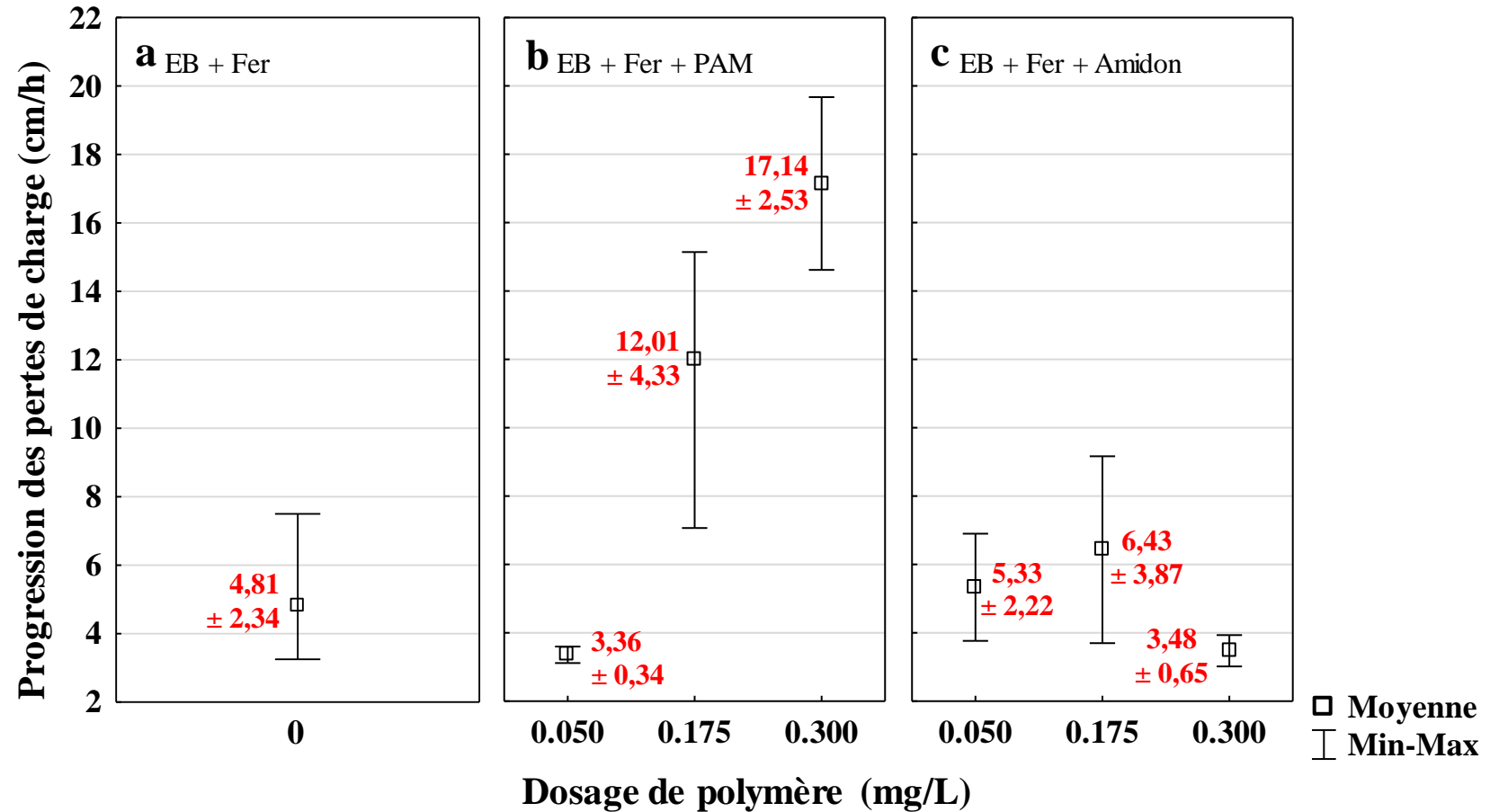


Figure 5.11 : Progression des pertes de charge dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant seulement (EB + Fer) (a) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique avec coagulant (EB + Fer + PAM) (b) ou de polymère à base d'amidon avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (c) (les valeurs en rouge sont les moyennes et les écarts-types)

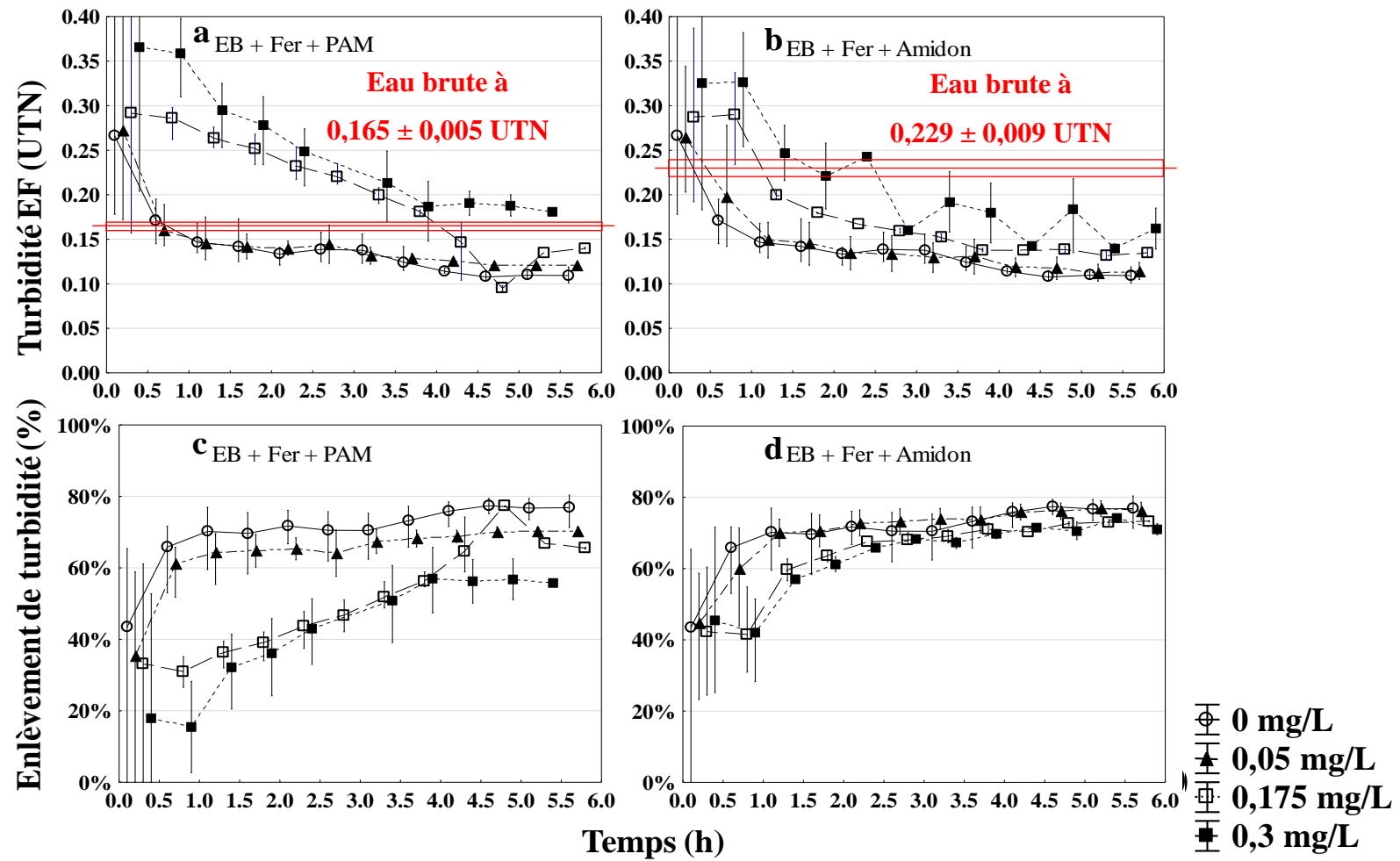


Figure 5.12 : Turbidité à l'eau filtrée (EF) et enlèvement de turbidité dans les filtres granulaires pour l'eau brute (EB) avec ajout de coagulant (Fer) avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + Fer + PAM) (a et c) ou de polymère à base d'amidon (EB + Fer + Amidon) (b et d) (les barres d'erreur représentent les valeurs minimales et maximales des duplicatas)

5.3.4 Taille et volume des floccs

Des essais de floculation lestée antérieurs menés à la CICEP avaient permis de conclure qu'en présence de micro sable (4 g/L), le PAM forme des floccs de diamètre moyen significativement plus gros ($p < 0,01$) que le polymère H3842 à base d'amidon pour une dose équivalente en termes d'abattement de turbidité (0,4 mg PAM/L versus 2 mg H3842/L) (Lapointe & Barbeau, 2016). Dans le cadre de la présente étude, les résultats obtenus lors des essais de filtration granulaire pour atteindre les objectifs de ce mémoire ne permettent pas de conclure qu'une concentration de 0,05 à 0,3 mg/L de PAM forme de plus gros floccs en comparaison au polymère à base d'amidon. Les conditions de coagulation et de floculation n'étaient pas optimales. Les résultats obtenus démontrent que sans ajout de coagulant, le diamètre moyen basé sur le nombre des floccs (D_N) et le diamètre moyen basé sur leur volume (D_V) ne sont pas significativement différents (Figure 5.13 a, b et c et Figure 5.14 a, b et c). Le D_N se calcule en sommant les produits de chaque particule détectée avec son diamètre et en divisant par la suite par le nombre total de particules (Équation 5.1) (T. E. Ball, 2008). Le D_V se calcule en deux étapes. D'abord, il faut sommer le volume total (V_{total}) des particules détectées et ensuite diviser par le nombre total de particules pour obtenir le volume moyen (V_{moyen}) (Équation 5.2). Puis, il faut calculer le diamètre équivalent d'une sphère de ce V_{moyen} (Équation 5.3) (T. Ball, Carrière, & Barbeau, 2011; T. E. Ball, 2008). Le paramètre D_V est l'indicateur le plus souvent utilisé pour la caractérisation d'une eau flocculée (T. Ball et al., 2011; Matsui & Tambo, 1991; Wiesner, O'Melia, & Cohon, 1987).

Équation 5.1 :

$$D_N = \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n d_i * n_i$$

Où n est le nombre de particules détectées par ml, d_i le diamètre de la $i^{\text{ème}}$ de la particule (μm) et i l'incrément.

Équation 5.2 :

$$V_{moyen} = \frac{1}{n} * V_{total} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{4}{3} * \pi * \left(\frac{d_i}{2}\right)^3$$

Équation 5.3 :

$$D_V = \sqrt[3]{\frac{6 * V_{moyen}}{\pi}}$$

Avec ajout de coagulant, le D_N et le D_V des floccs obtenus avec le flocculant à base d'amidon sont plus grands que ceux des floccs obtenus avec le PAM (Figure 5.13 d, e et f et Figure 5.14 d, e et f). Comparativement aux D_N des floccs avec PAM, les D_N des floccs avec le polymère à base d'amidon sont statistiquement différents pour une dose égale. En ce qui concerne le D_V , seulement les doses de 0,175 mg/L et 0,3 mg/L sont statistiquement différentes d'un polymère à l'autre. Il semble y avoir un effet dose-réponse avec le D_V du polymère à base d'amidon qu'on ne remarque pas nécessairement avec celui du PAM.

Le volume des floccs a été calculé en fonction du nombre de particules détectées et leur diamètre. Le volume de floccs produit avec le PAM est moins important que celui produit avec le polymère à base d'amidon. Cependant, à dose égale, seulement les valeurs obtenues avec coagulant et 0,3 mg/L de polymère sont statistiquement différentes (Figure 5.15). La différence entre les volumes pourrait peut-être s'expliquer par le fait que la concentration de coagulant à l'entrée des filtres était plus faible lors des essais avec le polymère de PAM en raison de la déposition accrue dans les conduites en amont du filtre sur le montage. En effet, on s'attendait plutôt à ce que le PAM forme des floccs plus volumineux que l'amidon, ce qui ne fut pas le cas. Par conséquent, il ne nous est pas possible de conclure que la progression accrue des pertes de charge lors de l'utilisation du PAM soit due à la formation de plus gros floccs qui colmatent plus rapidement en surface des filtres. Nos résultats suggèrent (mais ne peuvent conclure définitivement) que l'interaction flocculant-coagulant-milieu filtrant soit plutôt à l'origine de cet effet.

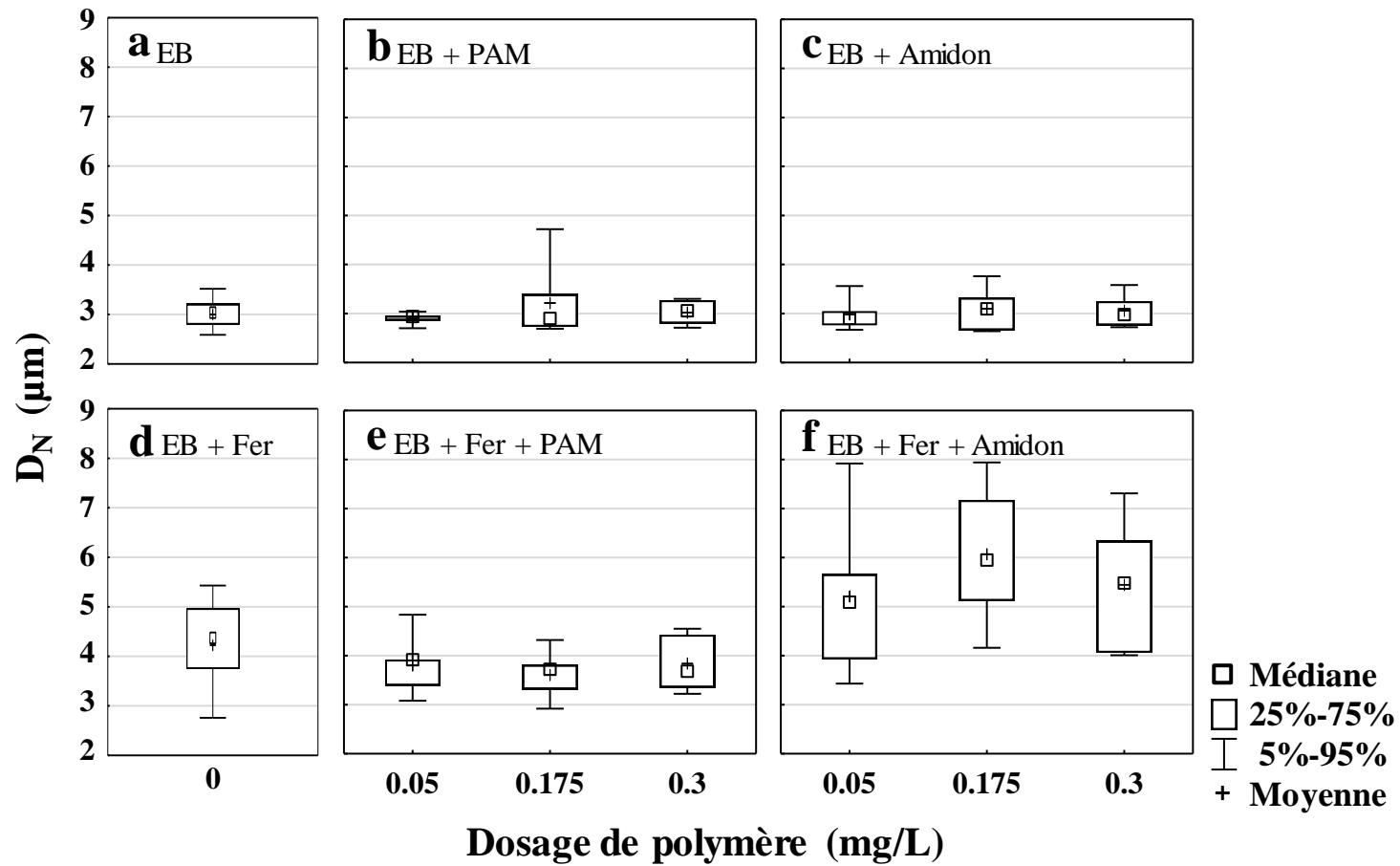


Figure 5.13 : D_N des floes à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

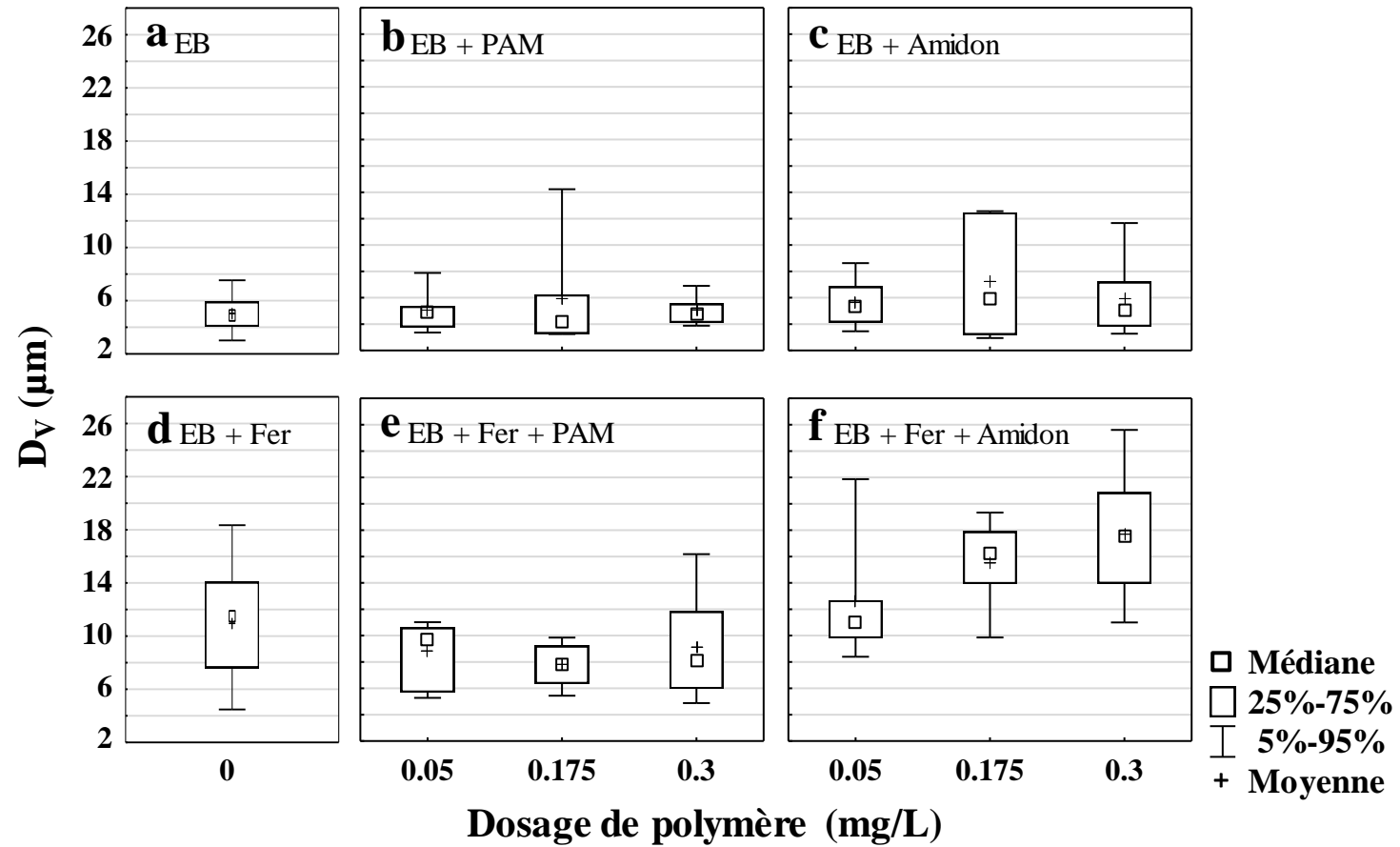


Figure 5.14 : D_v des floes à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

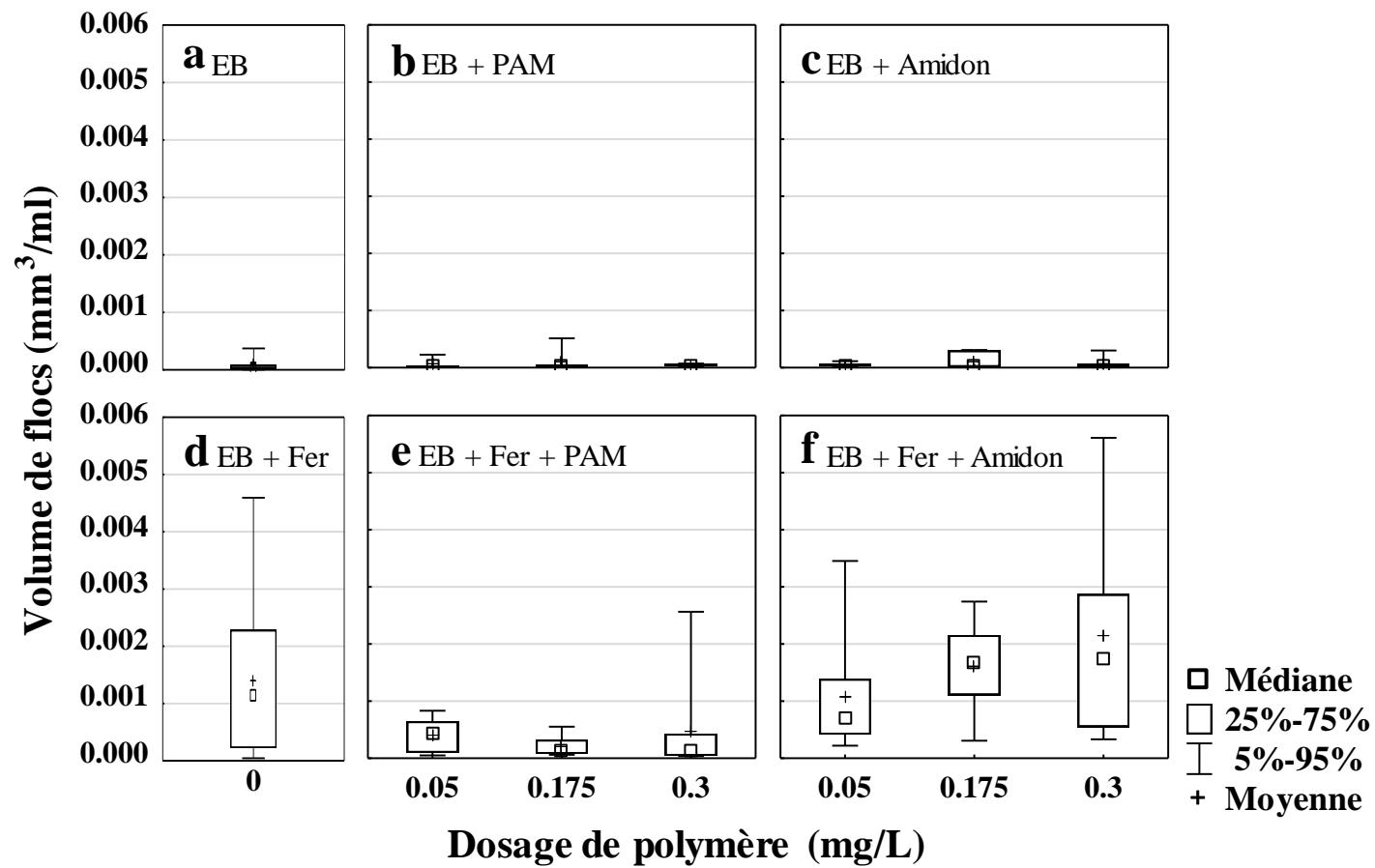


Figure 5.15 : Volume de floes à l'entrée des filtres granulaires avec l'eau brute (EB) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer) (d), pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

5.4 Impact du type de polymère sur la qualité de l'eau

5.4.1 Acidité (pH)

Le pH à l'entrée des filtres diminue légèrement avec un ajout de coagulant. Toutefois, les valeurs ne sont pas statistiquement différentes lors des essais au PAM vs amidon (Annexe B).

5.4.2 Enlèvement de particules

En ce qui concerne les particules, dans quelques cas lorsque le PAM est utilisé, la concentration à la sortie du filtre (C) est supérieure à la concentration à l'entrée de celui-ci (C_0). De ce fait, le ratio (C/C_0) est supérieur à 1. Il est possible de constater que ce n'est pas le cas pour le polymère à base d'amidon. Seule la dose de 0,05 mg/L de polymère sans coagulant est statistiquement différente (Annexe C).

5.4.3 Carbone organique dissous, absorbance UV et SUVA

En 2016, lors des essais, la concentration en COD était de $1,95 \pm 0,07$ mg C/L et l'absorbance UV (254 nm) était de $0,020 \pm 0,002$ cm⁻¹, alors que la concentration en COD était de $2,21 \pm 0,14$ mg C/L lors des essais en 2017 et l'absorbance UV était de $0,030 \pm 0,002$ cm⁻¹. Ainsi, une analyse sur la différence entre l'entrée et la sortie des filtres a été menée plutôt qu'une analyse sur la valeur à l'effluent.

Sans coagulant, les valeurs de COD de la dose de 0,3 mg/L sont statistiquement différentes. Les valeurs obtenues à la sortie du filtre sont supérieures à celles de l'entrée pour le polymère à base d'amidon (augmentation moyenne de 0,05 mg C/L), alors que l'inverse est observé avec le PAM (réduction moyenne de 0,04 mg C/L). Avec coagulant, ce sont les valeurs des doses de 0,05 et 0,175 mg/L qui sont statistiquement différentes. Les valeurs obtenues à la sortie du filtre sont supérieures à celles de l'entrée pour le PAM (augmentation moyenne de 0,05 mg C/L et 0,00 mg C/L respectivement), alors que l'inverse est observé avec le polymère à base d'amidon (réduction moyenne de 0,09 mg C/L pour les deux doses). Considérant la précision d'une mesure de COD (0,07 mg C/L), les différences sont négligeables (Figure 5.16).

Une analyse similaire a été faite avec les valeurs d'absorbance UV et les valeurs n'étaient pas statistiquement différentes (Annexe D). Les valeurs de SUVA (absorbance UV spécifique) ont été

calculées à l'eau filtrée (Annexe E). Les valeurs sont toutes inférieures à 2 L/mg*m. On peut donc conclure qu'une grande fraction de la matière est hydrophile non humique avec une faible absorbance UV, une faible demande en chlore et un faible potentiel de formation de THM (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2012).

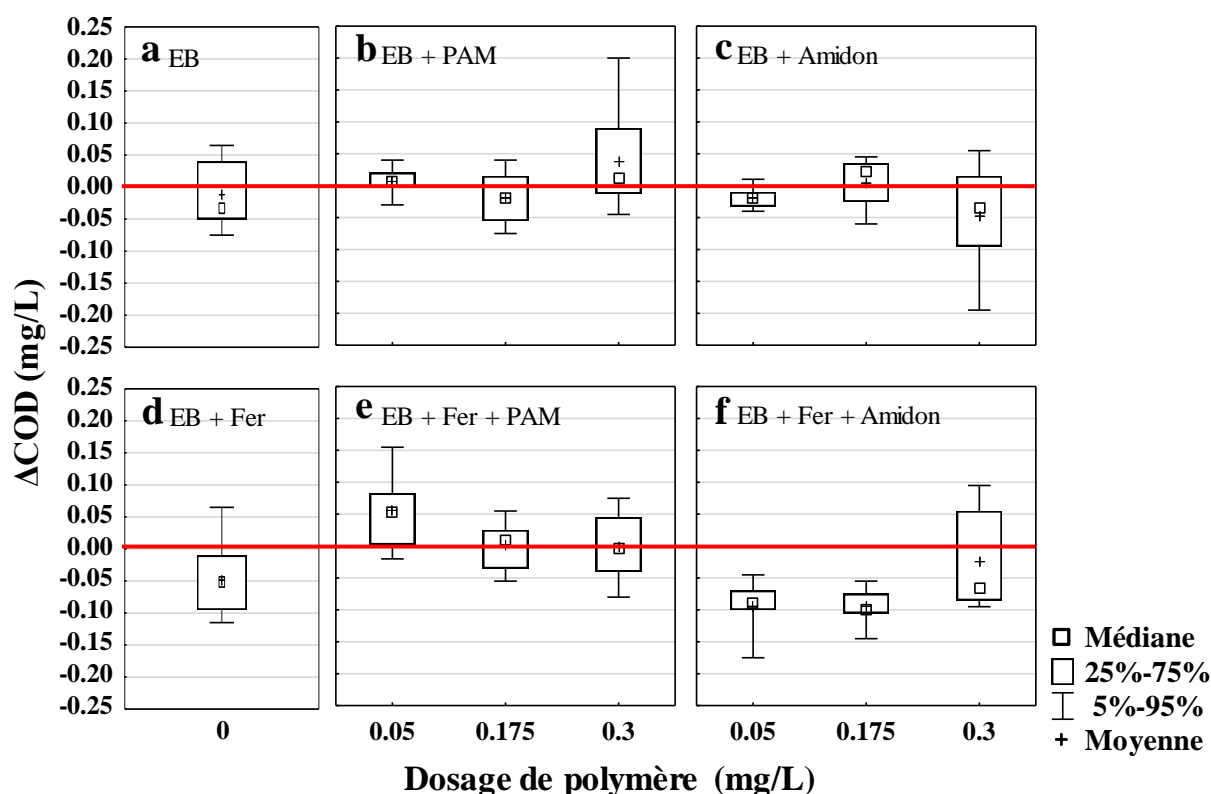


Figure 5.16 : Différence entre la concentration de carbone organique dissous (COD) de l'entrée et la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

5.4.4 Carbone organique dissous biodégradable (CODB)

Lors des essais, seulement une valeur de CODB à l'eau filtrée était supérieure à 0,15 mg/L sur 44 valeurs mesurées pour le polymère à base d'amidon et trois valeurs étaient supérieures à 0,15 mg/L sur 46 valeurs mesurées pour le PAM. Les valeurs moyennes et médianes sont toutes sous les 0,15

mg/L (zone grise), soit la concentration maximale acceptable proposée pour qu'une eau traitée soit considérée biologiquement stable et non favorable à la prolifération bactérienne dans un réseau chloré (Servais, Barillier, et al., 1995; Servais, Laurent, & Randon, 1995) (Figure 5.17). Il n'y a donc pas de relargage significatif de CODB.

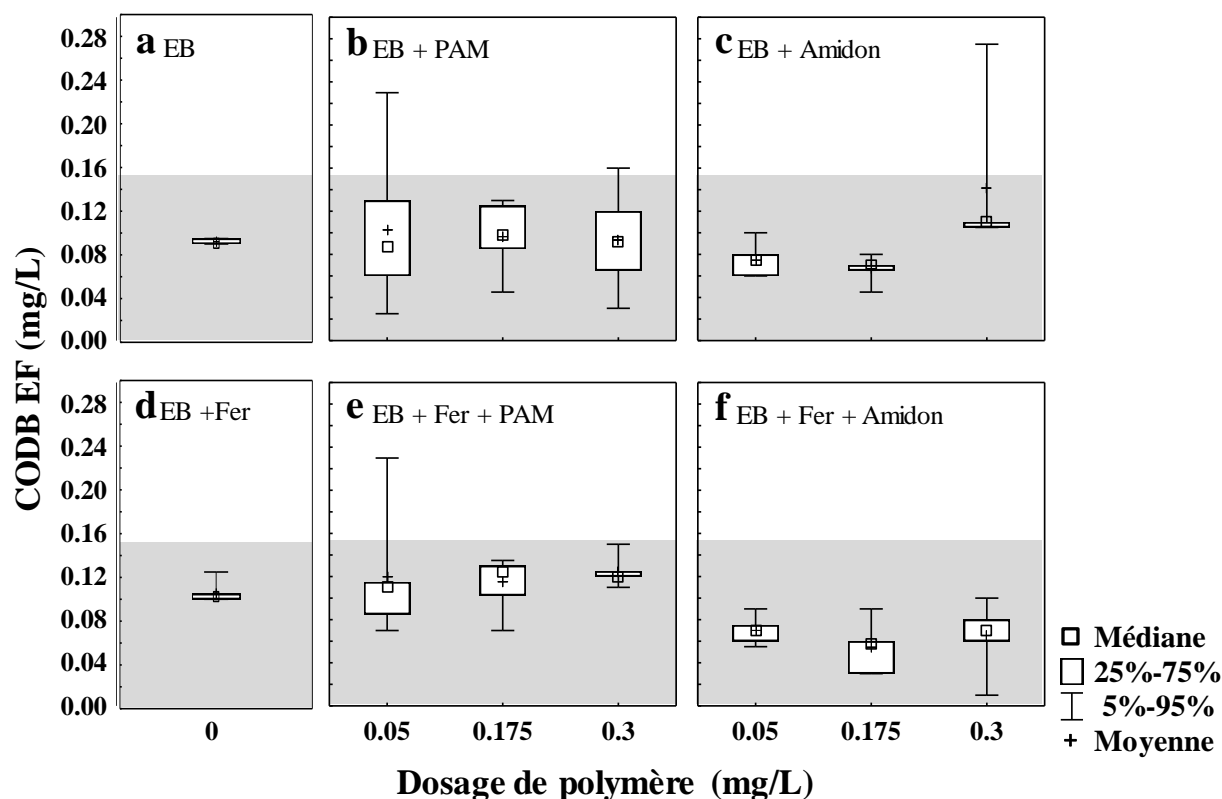


Figure 5.17 : Concentration de carbone organique dissous biodégradable (CODB) à l'eau filtrée (EF) pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f) (la zone grise représente les valeurs sous 0,15 mg/L)

5.4.5 Bilans de masse sur le carbone organique

Des bilans de masse sur le COD et sur le CODB ont été effectués lors de cinq essais : coagulant seulement et 0,3 mg/L de polymère (PAM ou Amidon) avec et sans coagulant (Tableau 5.2). Des mesures de COD et CODB ont été prises dans des échantillons composites de l'eau à la sortie des

filtres et ceux de l'eau de rétro-lavage. Une valeur sous 100% indique que du carbone est resté dans le filtre après le rétro-lavage (ou qu'il a été biodégradé dans le filtre), alors qu'une valeur au-dessus de 100% indique que la quantité de carbone dans l'eau à la sortie du filtre additionnée à celle de l'eau de rétro-lavage est plus importante que la quantité de carbone à l'entrée du filtre. Cela implique que le filtre contenait du COD. Alors que les bilans sur le COD bouclent à $\pm 10\%$, ceux de CODB bouclent à $\pm 87\%$, en raison de l'imprécision des mesures. Un seul bilan a été accompli par prétraitement chimique. Il est difficile de tirer des conclusions avec un seul résultat. De plus, il est possible qu'une contamination ait eu lieu lors des manipulations pendant l'essai où le bilan de masse a été fait. Pour le bilan avec la dose de 0,3 mg/L de PAM, la concentration en CODB dans le composite de sortie était de 0,28 mg/L. Cette valeur est élevée en comparaison aux valeurs moyennes de CODB à l'eau traitée obtenues lors des autres essais avec PAM (Figure 5.17). Globalement, cette investigation indique que la majorité du carbone organique se retrouve dans l'effluent des filtres. Considérant les faibles dosages de polymère (encore plus faibles si exprimés en carbone), il n'est pas possible d'évaluer le devenir du polymère dans les filtres sur la base d'un bilan de masse sur le carbone.

Tableau 5.2 : Bilans de masse de COD et CODB

Prétraitement chimique	Bilans de masse					
	COD			CODB		
	Effluent	Eau de lavage	Total	Effluent	Eau de lavage	Total
0,3 mg/L PAM	101%	10%	110%	168%	19%	187%
0,3 mg/L Amidon	89%	15%	104%	79%	25%	104%
Fer	86%	5%	91%	71%	2%	73%
Fer + 0,3 mg/L PAM	79%	16%	95%	72%	6%	78%
Fer + 0,3 mg/L Amidon	91%	11%	101%	85%	8%	93%

Des mesures de COD et CODB ont été prises le 9 juin 2016 dans des solutions de 2 mg/L de polymère (PAM et Amidon) préparées avec de l'eau MilliQ® (Tableau 5.3). Les résultats de COD indiquent que le polymère à base d'amidon activée est composé de 24,5 % de COD, et le PAM 41,5 %. Il est à noter que même avec une concentration de 2 mg/L de polymère (PAM ou Amidon) il n'y a pas de relargage significatif de CODB.

Tableau 5.3 : Mesures de COD et CODB avec 2 mg/L de polymère dans de l'eau MilliQ®

Échantillon	COD (mg/L)	COD dans le polymère	CODB (mg/L)
Eau MilliQ®	0,15	-	0,04
Eau MilliQ® + 2 mg/L d'Amidon	0,64	24,5%	0,09
Eau MilliQ® + 2 mg/L de PAM	0,98	41,5%	0,07

CHAPITRE 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le présent projet avec pour but de comparer, à l'échelle du laboratoire, les effets de l'utilisation du polymère anionique à base d'amidon Hydrex-3842 (H3842) en floculation de l'eau potable à ceux du polymère anionique APAM Hydrex-3551 (H3551) sur l'étape de filtration granulaire lorsque le traitement est sous optimal et qu'il y a exportation de polymère dans les filtres bicouches en aval. Les objectifs du projet ont permis de valider ou infirmer les hypothèses de recherche posées.

1. Déterminer si l'utilisation de H3842 permet de réduire le caractère colmatant d'une eau coagulée, floculée et décantée comparativement à l'utilisation de H3551.

L'hypothèse que l'utilisation d'un polymère biosourcé à base d'amidon pour la floculation de l'eau potable améliore l'indice de filtrabilité de l'eau coagulée, floculée et décantée à l'entrée de filtres granulaires en comparaison à l'utilisation d'un PAM a été validée. Les essais de filtrabilité ont permis de conclure qu'une dose de H3842 (polymère à base d'amidon) allant de 0,05 à 0,3 mg/L dans une eau coagulée, floculée et décantée, avec ou sans ajout de fer, permet de réduire le caractère colmatant de celle-ci en comparaison à un même dosage de H3551 (PAM). En effet, le temps de filtration sur les membranes de 0,45 µm de porosité était réduit et l'indice de filtrabilité était moins élevé pour chacune des doses comparées.

2. Déterminer si l'utilisation de H3842 permet de réduire la progression des pertes de charge en filtration granulaire comparativement à l'usage de H3551.

L'hypothèse selon laquelle l'utilisation d'un polymère vert à base d'amidon permet de réduire la progression des pertes de charge dans un filtre granulaire a été validée. Pour tous les prétraitements étudiés, à l'exception de la combinaison de 0,05 mg/L de polymère avec coagulant, la progression des pertes de charge a été réduite en utilisant le polymère biosourcé en comparaison au PAM. Dans le cas de la dose de 0,05 mg/L, il est probable que la durée de l'essai (6h) a limité la possibilité de détecter cet effet.

L'hypothèse concernant la taille des floes et leur volume a été, quant à elle, infirmée. En effet, le polymère à base d'amidon a produit des floes de plus grande taille en comparaison au PAM et leur volume était plus important. Toutefois, la concentration en fer dans l'eau à l'entrée des filtres était plus élevée lors des essais avec le H3842 qu'avec le H3551 et des floes ont décanté dans les conduites entre l'injection de coagulant et les filtres. Il est donc possible que les floes

produits avec le PAM aient été plus gros en réalité, mais que le compteur de particules n'ait pu les détecter en raison de leur décantation dans les tubes en amont des filtres.

3. Évaluer la performance de l'utilisation de H3842 sur la qualité de l'eau filtrée en comparaison à l'utilisation de H3551.

Les essais ont permis de conclure sur la qualité de l'eau coagulée, floculée et décantée et sur celle de l'eau filtrée pour les différents prétraitements.

En comparaison au PAM, l'utilisation du polymère biosourcé a eu comme impact de réduire d'environ 5% l'efficacité d'enlèvement de turbidité sans ajout de coagulant (un effet négligeable), mais de l'améliorer d'environ 20% avec ajout de coagulant. L'interaction entre le polymère, le coagulant et le média granulaire semble différente pour le polymère à base d'amidon et le PAM.

Le compte de particules a permis de démontrer qu'il y a eu une percée lors de quelques essais avec le PAM. Cela n'a pas été observé avec le polymère à base d'amidon. Cela pourrait être expliqué par les pertes de charge plus élevées dans le filtre avec le PAM.

Les résultats de l'enlèvement de COD ont permis de conclure qu'il n'y avait pas d'impact sur le COD à l'eau filtrée suite au dosage de polymère en amont des filtres. La dose maximale (0,3 mg/L) représente environ 0,12 mg C/L pour le PAM et environ 0,07 mg C/L pour le polymère à base d'amidon. Comme une fraction du polymère est retenue dans les filtres, l'impact à l'eau filtrée est nécessairement difficile à discerner considérant la précision d'une mesure de COD (0,07 mg C/L).

L'hypothèse concernant l'utilisation de H3842 n'affectant pas la désinfection par rayonnement ultraviolet (UV) de l'eau filtrée a été validée. En effet, la différence d'absorbance UV entre l'entrée et la sortie des filtres granulaires est négligeable et statistiquement non différente d'un polymère à l'autre.

L'hypothèse concernant la biostabilité de l'eau filtrée a été validée. Les valeurs de CODB étaient en majeure partie inférieures à 0,15 mg C/L pour les deux polymères. Cependant, puisque la limite de détection de l'appareil utilisé était 0,15 mg C/L aucune conclusion ne peut

être tirée de ces résultats mis à part que les deux polymères semblent avoir un impact marginal sur la biostabilité de l'eau filtrée.

Recommandations et perspectives

- Les résultats ont démontré que le polymère biosourcé H3842 permet de réduire la progression des pertes de charge en filtration granulaire en comparaison au PAM H3551. Il serait intéressant de connaître l'impact de son utilisation en filtration membranaire.
- Malgré le fait que les résultats aient démontré que le polymère H3842 permet de réduire la progression des pertes de charge en filtration granulaire, le montage et les rétro-lavages des mini-colonnes de filtration n'étaient pas optimaux. Des essais à l'échelle réelle avec des rétro-lavages optimaux permettraient de démontrer l'impact plus précisément.
- Le coagulant utilisé lors des essais était à base de fer. Il serait intéressant de vérifier si un coagulant à base d'aluminium permettrait de tirer les mêmes conclusions.
- Les deux polymères étudiés possèdent des poids moléculaires différents et des charges différentes. Il est possible que l'énergie de mélange requise pour optimiser la floculation soit différente pour les deux polymères. Il serait intéressant de vérifier cela et l'impact que cela pourrait engendrer. Il est également recommandé dans des essais futurs que les polymères soient dosés dans un réacteur parfaitement mélangé se déversant dans la tête d'eau du filtre. Ceci permettrait d'éviter la déposition de polymère dans les conduites en amont du montage.
- Le suivi du potentiel zêta des floes n'a pas été fait lors des essais. Il serait intéressant de le mesurer en temps réel lors des essais afin de vérifier s'il y a inversion des charges. Cela apporterait plus d'information sur l'interaction entre le polymère et le coagulant et ce qui se passe dans le filtre. Les résultats de ce projet pointent vers le fait que l'interaction coagulant-polymère-matériau filtrant est déterminante pour expliquer le colmatage accru. Cette interaction pourrait être caractérisée à l'aide d'essais d'adsorption.

BIBLIOGRAPHIE

- Acharya, K., Schulman, C., & Young, M. H. (2010). Physiological response of daphnia magna to linear anionic polyacrylamide: ecological implications for receiving waters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 212(1-4), 309-317. doi:10.1007/s11270-010-0344-x
- Afolabi, A. S., Sigwadi, R., Abdulkareem, A. S., & Mateescu, C. M. (2013). Evaluation of natural flocculants for conventional water treatment. *Applied Mechanics and Materials*, 248, 298-303. doi:10.4028/www.scientific.net/AMM.248.298
- Al Azharia Jahn, S. (1988). Using moringa seeds as coagulants in developing countries. *Journal of American Water Works Association*, 80(6), 43-50.
- Al Azharia Jahn, S., & Dirar, H. (1979). *Studies on natural water coagulants in the Sudan, with special reference to Moringa Oleifera seeds* (Vol. 5).
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 5). Washington, D.C.: American Public Health Association.
- American Water Works Association (AWWA). (1999). *Water quality and treatment. A handbook of community water supplies (Fifth Edition)*. New York, NY, USA: McGraw-Hill, Inc.
- Amirtharajah, A. (1988). Some theoretical and conceptual views of filtration. *Journal of American Water Works Association*, 80(12), 36-46.
- Annaduzzaman, M., Bhattacharya, P., Ersoz, M., & Lazarova, Z. (2014). *Characterization of a chitosan biopolymer and arsenate removal for drinking water treatment*. Paper presented at the 5th International Congress on Arsenic in the Environment, As 2014, 11 May 2014 through 16 May 2014, Buenos Aires, Argentina. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:kth:diva-157896>
- Aronino, R., Dlugy, C., Arkhangelsky, E., Shandalov, S., Oron, G., Brenner, A., & Gitis, V. (2009). Removal of viruses from surface water and secondary effluents by sand filtration. *Water Research*, 43(1), 87-96. doi:10.1016/j.watres.2008.10.036
- Australian Government, National Health and Medical Research Council (NHMRC), & Natural Resource Management Ministerial Council (NRMMC). (2016). Australian drinking water guidelines 6 - 2011. In *National water quality management strategy* (Vol. 3.3, pp. 1163). Australia: The Australian Drinking Water Guidelines (the ADWG).
- AWWA Filtration Committee, & Direct Filtration Subcommittee. (1980). The status of direct filtration. *Journal of American Water Works Association*, 72(7), 405-411.
- Ball, T., Carrière, A., & Barbeau, B. (2011). Comparison of two online flocculation monitoring techniques for predicting turbidity removal by granular media filtration. *Environmental Technology*, 32(10), 1095-1105. doi:10.1080/09593330.2010.528041
- Ball, T. E. (2008). *Caractérisation des floccs pour optimiser la floculation en amont de la filtration directe*. (Maîtrise ès Sciences Appliquées (M.Sc.A.)), Génies Civil, Géologique et des Mines, École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada. Retrieved from PDF dans le répertoire Étudiants/AAAAEtudiant_EndNote2011/PUBLICATIONS_Electroniques France

- Barton, J. M. H., & Buchberger, S. G. (2007). Effect of media grain shape on particle straining during filtration. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 133(2), 211-219. doi:10.1061/(Asce)0733-9372(2007)133:1(211)
- Beim, A. A., & Beim, A. M. (1994). Comparative ecological – toxicological data on determination of maximum permissible concentrations (MPC) for several flocculants. *Environmental Technology*, 15(2), 195-198. doi:10.1080/09593339409385420
- Beltrán-Heredia, J., Sánchez-Martín, J., & Dávila-Acedo, M. A. (2011). Optimization of the synthesis of a new coagulant from a tannin extract. *Journal of Hazardous Materials*, 186(2), 1704-1712. doi:10.1016/j.jhazmat.2010.12.075
- Beltrán-Heredia, J., Sánchez-Martín, J., & Gómez-Muñoz, M. C. (2010). New coagulant agents from tannin extracts: Preliminary optimisation studies. *Chemical Engineering Journal*, 162(3), 1019-1025. doi:10.1016/j.cej.2010.07.011
- Berrak, A. (1997). *Influence de quelques contaminants sur le comportement cinétique de nouveaux coagulants a base d'aluminium*. (Ph.D.), Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada. Retrieved from http://www.collectionscanada.gc.ca/obj/s4/f2/dsk2/tape16/PQDD_0002/NQ35757.pdf
- Besra, L., Sengupta, D. K., Roy, S. K., & Ay, P. (2002). Polymer adsorption: Its correlation with flocculation and dewatering of kaolin suspension in the presence and absence of surfactants. *International Journal of Mineral Processing*, 66(1-4), 183-202. doi:10.1016/S0301-7516(02)00064-9
- Biesinger, K. E., & Stokes, G. N. (1986). Effects of synthetic polyelectrolytes on selected aquatic organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 58(3), 207-213.
- Birkner, F. B., & Edzwald, J. K. (1969). Nonionic polymer flocculation of dilute clay suspension. *Journal of American Water Works Association*, 61(12), 645-651.
- Black, A. P. (1948). The chemistry of water treatment. Part I. Coagulation. *Water & Sewage Works*, 95(4), 142-144.
- Black, A. P., Birkner, F. B., & Morgan, J. J. (1965). Destabilization of dilute clay suspensions with labeled polymers. *Journal of American Water Works Association*, 57(12), 1547-1560.
- Black, A. P., & Riddick, T. M. (1960). Basic mechanisms of coagulation. *Journal of American Water Works Association*, 52(4), 492-504.
- Block, J. C., Haudidier, K., Paquin, J. L., Miazga, J., & Lévi, Y. (1993). Biofilm accumulation in drinking water distribution systems. *Biofouling*, 6(4), 333-343.
- Blumenschein, C. D., Latker, E., & Banerjee, K. (2006). *Sand ballasted high rate clarification process for treatment of process water*. Paper presented at the IWC-06-20.
- Boggs, S., Livermore, D. G., & Seitz, M. G. (1985). Humic macromolecules in natural waters. *Journal of Macromolecular Science, Part C*, 25(4), 599-657. doi:10.1080/07366578508081965

- Boisvert, J.-P. (1996). *Caractérisation physico-chimique d'agents flocculants préhydrolysés à base d'aluminium(III)*. (Ph.D.), Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada. Retrieved from <http://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/4945>
- Bolto, B. (2005). Reaction of chlorine with organic polyelectrolytes in water treatment: a review. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 54(8), 531-544.
- Bolto, B., Dixon, D., Eldridge, R., & King, S. (2001). Cationic polymer and clay or metal oxide combinations for natural organic matter removal. *Water Res*, 35(11), 2669-2676.
- Bolto, B., & Gregory, J. (2007). Organic polyelectrolytes in water treatment. *Water Research*, 41(11), 2301-2324. doi:DOI: 10.1016/j.watres.2007.03.012
- Bolto, B. A. (1995). Soluble polymers in water purification. *Progress in Polymer Science*, 20(6), 987-1041. doi:10.1016/0079-6700(95)00010-D
- Bratby, J. (1980). *Coagulation and flocculation : With an emphasis on water and wastewater treatment*. Croydon: Uplands P.
- Bratby, J. (2006). *Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment* (2nd edition ed.): IWA Publishing.
- Brown, T. J., & Emelko, M. B. (2009). Chitosan and metal salt coagulant impacts on *Cryptosporidium* and microsphere removal by filtration. *Water Research*, 43(2), 331-338. doi:10.1016/j.watres.2008.10.035
- Bull, R. J., Robinson, M., Laurie, R. D., Stoner, G. D., Greisiger, E., Meier, J. R., & Stober, J. (1984). Carcinogenic effects of acrylamide in Sencar and A/J mice. *Cancer Research*, 44(1), 107-111.
- Bull, R. J., Robinson, M., & Stober, J. A. (1984). Carcinogenic activity of acrylamide in the skin and lung of Swiss-ICR mice. *Cancer Letters*, 24(2), 209-212.
- Camp, T. R. (1961). Discussion. *Journal of American Water Works Association*, 53(12), 1479-1983.
- Caskey, J. A., & Primus, R. J. (1986). The effect of anionic polyacrylamide molecular conformation and configuration on flocculation effectiveness. *Environmental Progress*, 5(2), 98-103. doi:10.1002/ep.670050210
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). (2012). *Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon*. M. 200 - Mét. 1..2, Rév. 3. Retrieved from
- Cleasby, J. L., & Sejkora, G. D. (1975). Effect of media intermixing on dual media filtration. *101(EE4)*, 503-516.
- Coghlan, A. (1991). Sowing the seeds of clean, clear water. *New Scientist*, 129(1761), 28-28.
- Cohen, Y., & Metzner, A. B. (1981). Wall effects in laminar flow of fluids through packed beds. *AIChE Journal*, 27(5), 705-715. doi:10.1002/aic.690270502
- Conley, W. R. (1961). Experience with anthracite-sand filters. *Journal of American Water Works Association*, 53(12), 1473-1483.

- Crittenden, J. C., H., B. J., & Montgomery, W. H. (2012). *MWH's water treatment : Principles and design*. Hoboken, N.J.: John Wiley & Sons.
- Dempsey, B. A., Ganho, R. M., & O'Melia, C. R. (1984). The coagulation of humic substances by means of aluminum salts. *Journal of American Water Works Association*, 76(4), 141-150.
- Dencs, J., Nos, G., Dencs, B., & Marton, G. (2004). Investigation of solid-phase starch modification reactions. *Chemical Engineering Research and Design*, 82(2), 215-219.
- Dentel, S. K., Bober, T. A., Shetty, P. V., & Resta, J. J. (1986). *Procedures Manual for Selection of Coagulant, Filtration, and Sludge Conditioning Aids in Water Treatment*. Retrieved from http://www.waterrf.org/PublicReportLibrary/RFR90515_1986_81.pdf
- Dentel, S. K., Gucciardi, B. M., Bober, T. A., Shetty, P. V., & Rasta, J. J. (1989). *Procedures manual for polymer selection in water treatment plants*. Retrieved from
- Desjardins, C., Koudjonou, B., & Desjardins, R. (2002). Laboratory study of ballasted flocculation. *Water Research*, 36(3), 744-754.
- Desjardins, R. (1997). *Le traitement des eaux, 2e édition revue et enrichie*. Québec, Canada: Édition de l'École Polytechnique de Montréal.
- Dickinson, E., & Eriksson, L. (1991). *Advanced in colloid and interface science* (Vol. 35). Amsterdam: Elsevier Science Publishers.
- Divakaran, R., & Pillai, V. N. S. (2002). Flocculation of river silt using chitosan. *Water Research*, 36(9), 2414-2418. doi:10.1016/S0043-1354(01)00436-5
- Domany, Z., Galambos, I., Vatai, G., & Bekassy-Molnar, E. (2002). Humic substances removal from drinking water by membrane filtration. *Desalination*, 145(1-3), 333-337. doi:10.1016/S0011-9164(02)00432-0
- Duan, J., & Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 475-502. doi:10.1016/s0001-8686(02)00067-2
- Eberhardt, R. W. (1964). *Coagulation and sedimentation - principles and application*. Paper presented at the Proceedings of the Annual Short Course No. 26 for Superintendents and Operators of Water, Sewerage and Industrial Waste Disposal Systems, Lockport, LA, USA.
- Eikebrokk, B., & Saltnes, T. (2002). NOM removal from drinking water by chitosan coagulation and filtration through lightweight expanded clay aggregate filters. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 51(6), 323-332.
- Elimelech, M., Gregory, J., Jia, X., & A., W. R. (1995). *Particle deposition and aggregation - measurement, modelling and simulation*: Butterworth-Heinemann.
- Emelko, M. B., Huck, P. M., & Coffey, B. M. (2005). A review of Cryptosporidium removal by granular media filtration. *Journal of the American Water Works Association*, 97(12), 101-115.
- Fabris, R., Chow, C. W., & Drikas, M. (2010). Evaluation of chitosan as a natural coagulant for drinking water treatment. *Water Science & Technology*, 61(8), 2119-2128. doi:10.2166/wst.2010.833

- Fielding, M. (1999). *Analytical methods for polymers and their oxidative by-products*. Denver, CO: AWWA Research Foundation : American Water Works Association.
- Folkard, G., & Sutherland, J. (2002). Development of a naturally derived coagulant for water and wastewater treatment. *3rd World Water Congress: Drinking Water Treatment*, 2(5-6), 89-94.
- Gaid, K., & Sauvignet, P. (2011). Les floculants d'origine naturelle : une vraie alternative. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*(345), 83-88.
- Gouvernement du Canada. (2013). Municipal effluent chlorination and dechlorination: principles, technologies and practices. Retrieved from <https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/wastewater/resource-documents/municipal-effluent-chlorination-principles-technologies-practices.html>
- Gregory, J., & Barany, S. (2011). Adsorption and flocculation by polymers and polymer mixtures. *Advances in Colloid and Interface Science*, 169(1), 1-12. doi:10.1016/j.cis.2011.06.004
- Habibian, M. T., & O'Melia, C. R. (1975). Particles, polymers, and performance in filtration. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 101(4), 567-583.
- Hanna, J. V., Johnson, W. D., Quezada, R. A., Wilson, M. A., & Lu, X. Q. (1991). Characterization of aqueous humic substances before and after chlorination. *Environmental Science & Technology*, 25(6), 1160-1164. doi:10.1021/es00018a022
- Harford, A. J., Hogan, A. C., Jones, D. R., & van Dam, R. A. (2011). Ecotoxicological assessment of a polyelectrolyte flocculant. *Water Research*, 45(19), 6393-6402. doi:10.1016/j.watres.2011.09.032
- Health Canada. (2009). *Guidelines for Canadian drinking water quality: guidelines technical document: trihalomethanes (Addendum)*. Retrieved from Ottawa, Ontario, Canada: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/trihalomethanes/addendum-eng.php>
- Hélie, J.-F., & Hillaire-Marcel, C. (2006). Sources of particulate and dissolved organic carbon in the St Lawrence River: Isotopic approach. *Hydrological Processes*, 20(9), 1945-1959. doi:10.1002/hyp.5962
- Herzig, J. P., Leclerc, D. M., & Goff, P. L. (1970). Flow of suspensions through porous media—Application to deep filtration. *Industrial & Engineering Chemistry*, 62(5), 8-35. doi:10.1021/ie50725a003
- Hiemenz, P. C., & Rajagopalan, R. (1997). *Principles of colloid and surface chemistry* (3rd edition, revised and expanded ed.).
- Hilmoe, D. J., & Cleasby, J. L. (1986). Comparing constant-rate and declining-rate direct filtration of a surface water. *Journal of the American Water Works Association*, 78(12), 26-34.
- Hogg, R. (1999). The role of polymer adsorption kinetics in flocculation. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 146(1-3), 253-263.
- Hogg, R. (2000). Flocculation and dewatering. *International Journal of Mineral Processing*, 58(1-4), 223-236. doi:10.1016/S0301-7516(99)00023-X

- Hong, H. C., Mazumder, A., Wong, M. H., & Liang, Y. (2008). Yield of trihalomethanes and haloacetic acids upon chlorinating algal cells, and its prediction via algal cellular biochemical composition. *Water Research*, 42(20), 4941-4948. doi:10.1016/j.watres.2008.09.019
- Hoskin, D. G. (1950). Principles of water coagulation. *Water and Sanitation*, 88(1), 21-23.
- Iannace, S., & Park, C. B. (2016). *Biofoams : science and applications of bio-based cellular and porous materials*: CRC Press.
- Ives, K. J. (1970). Rapid filtration. *Water Research*, 4(3), 201-223.
- Ives, K. J. (1978). A new concept of filterability. *Water Science and Technology*, 10(5/6), 123-137.
- Ives, K. J. (1980). Deep bed filtration: Theory and practice. *Filtration & Separation*, 2(17), 157-168.
- Ives, K. J., & Gregory, J. (1966). *Surface forces in filtration*. Paper presented at the Proc. Soc. for Water Treatment and Examination.
- Ives, K. J., & Sholji, I. (1965). Research on variables affecting filtration. *Journal of the Sanitary Engineering Division*, 91(SA4, Part 1), 1-18.
- Johnsen, S., Martinsen, K., Carlberg, G. E., Gjessing, E. T., Becher, G., & Læg Reid, M. (1987). Seasonal variation in composition and properties of aquatic humic substances. *Science of the Total Environment*, 62, 13-25. doi:10.1016/0048-9697(87)90477-3
- Johnson, K. A., Gorzinski, S. J., Bodner, K. M., Campbell, R. A., Wolf, C. H., Friedman, M. A., & Mast, R. W. (1986). Chronic toxicity and oncogenicity study on acrylamide incorporated in the drinking water of fischer 344 rats. *Toxicology and applied pharmacology*, 85(2), 154-168.
- Jones, M. N., & Bryan, N. D. (1998). Colloidal properties of humic substances. *Advances in Colloid and Interface Science*, 78(1), 1-48. doi:10.1016/S0001-8686(98)00058-X
- Kawamura, S. (1975). Design and operation of high-rate filters - Part 1. *Journal of American Water Works Association*, 67(10), 535-544
- Kawamura, S. (1976). Considerations on improving flocculation. *Journal of American Water Works Association*, 83(10), 88-91.
- Kawamura, S. (1991). Effectiveness of natural polyelectrolytes in water treatment. *Journal of American Water Works Association*, 83(10), 88-91.
- Kawamura, S. (2000). *Integrated design and operation of water treatment facilities (Second Edition)*. New York, USA: John Wiley and Sons, Inc.
- Kay-Shoemaker, J. L., Watwood, M. E., Lentz, R. D., & Sojka, R. E. (1998). Polyacrylamide as an organic nitrogen source for soil microorganisms with potential effects on inorganic soil nitrogen in agricultural soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(8-9), 1045-1052. doi:10.1016/S0038-0717(97)00250-2
- La Mer, V. K. (1966). Filtration of colloidal dispersions flocculated by anionic and cationic polyelectrolytes. *Faraday Society*, 42, 248 -254.

- Lafuma, F. (1996). Mechanisms of flocculation and stabilisation of suspensions by organic polymers. In J. C. Roberts (Ed.), *Paper Chemistry* (pp. 44-63). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Lang, J. S., Giron, J. J., Hansen, A. T., Trussell, R. R., & Hodges Jr., W. E. (1993). Investigating filter performance as a function of the ratio of filter size to media size. *Journal of the American Water Works Association*, 85(10), 122-130.
- Lapointe, M., & Barbeau, B. (2015). Evaluation of activated starch as an alternative to polyacrylamide polymers for drinking water flocculation. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA*, 64(3), 333. doi:10.2166/aqua.2014.114
- Lapointe, M., & Barbeau, B. (2016). Characterization of ballasted flocs in water treatment using microscopy. *Water Research*, 90, 119-127. doi:10.1016/j.watres.2015.12.018
- Le Conseil de l'Union Européenne. (1998). *Directive 98/83/EC du Conseil du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine Journal Officiel des Communautés Européennes L330/32 (L300/32)*. Retrieved from PDF dans le répertoire Étudiants/AAAAEtudiant_EndNote2011/PUBLICATIONS_Electroniques France
- Letterman, R. D., & Pero, R. W. (1990). Contaminants in Polyelectrolytes used in water treatment. *Journal of American Water Works Association*, 82(11), 87-97.
- Liber, K., Weber, L., & Levesque, C. (2005). Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry (*Salvelinus namaycush*). *Chemosphere*, 61(8), 1123-1133. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.03.004
- Logsdon, G. S., Symons, J. M., Hoyer Jr, R. L., & Arozarena, M. M. (1981). Alternative filtration methods for removal of Giardia cysts and cyst models. *Journal of the American Water Works Association*, 73(2), 111-118.
- Lucena, F., Frias, J., & Ribas, F. (1991). A new dynamic approach to the determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. *Environmental Technology*, 12(4), 343-347.
- Mallevalle, J., Bruchet, A., & Fiessinger, F. (1984). How safe are organic polymers in water treatment? *Journal of American Water Works Association*, 76(6), 87-93.
- Mathieu, L., Paquin, J. L., Block, J.-C., Randon, G., Maillard, J., & Reasoner, D. (1992). Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des sciences de l'eau*, 5(Spécial), 91-112.
- Matilainen, A., Vepsäläinen, M., & Sillanpää, M. (2010). Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 159(2), 189-197. doi:10.1016/j.cis.2010.06.007
- Matsui, Y., & Tambo, N. (1991). Online floc size evaluation by photometric dispersion analyzer. *Water Supply*, 9, 71-78.
- McCollister, D. D., Hake, C. L., Sadek, S. E., & Rowe, V. K. (1965). Toxicologic investigations of polyacrylamides. *Toxicology and applied pharmacology*, 7(5), 639-651.

- McCollister, D. D., Oyen, F., & Rowe, V. K. (1964). Toxicology of acrylamide. *Toxicology and applied pharmacology*, 6, 172-181.
- McDowell-Boyer, L. M., Hunt, J. R., & Sitar, N. (1986). Particle transport through porous media. *Water resources Research*, 22(13), 1901-1921.
- McLellan, N. L., McLeod, J., & Emelko, M. B. (2011). "Wall effects" during filtration investigations: Reconsideration of column-diameter to collector-diameter ratio recommendations when conducting colloid transport studies. 741-756.
- Miller, D. G. (1964). Filtration in the production of potable water. *Fluid Handling*, 8.
- Ministère du Développement durable, Environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2017). Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau. Retrieved from http://www.mddecc.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/annexes.htm#annexe1
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2002). *Guide de conception des installations de protection d'eau potable (Volume 1)*. Retrieved from Canada: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/documents/volume1.pdf>
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). (2002). *Guide de conception des installations de protection d'eau potable (Volume 2)*. Retrieved from Canada: <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/documents/volume2.pdf>
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). (2012). *Guide de conception des installations de production d'eau potable*. Retrieved from <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/potable/guide/index.htm>
- Ministère du développement durable de l'environnement et lutte contre les changements climatiques (MDDELCC). (2016). Règlement sur la qualité de l'eau potable. Loi sur la qualité de l'environnement. Retrieved from http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q_2/Q2R40.HTM
- Muyibi, S. A., & Okuofu, C. A. (1995). Coagulation of low turbidity surface waters with Moringa oleifera seeds. *International Journal of Environmental Studies*, 48(3-4), 263-273. doi:10.1080/00207239508710996
- Nakamiya, K., & Kinoshita, S. (1995). Isolation of polyacrylamide-degrading bacteria. *Journal of Fermentation and Bioengineering*, 80(4), 418-420. doi:10.1016/0922-338X(95)94216-E
- Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1996). Influence of operating parameters on turbidity removal by coagulation with moringa oleifera seeds. *Environmental Technology*, 17(10), 1103-1113.
- Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1998). Quality of water treated by coagulation using moringa oleifera seeds. *Water Research*, 32(3), 781-791. doi:10.1016/S0043-1354(97)00295-9

- Ndabigengesere, A., Narasiah, K. S., & Talbot, B. G. (1995). Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. *Water Research*, 29(2), 703-710. doi:10.1016/0043-1354(94)00161-Y
- Ndabigengesere, A., Subba Narasiah, K., & Talbot, B. G. (1995). Active agents and mechanism of coagulation of turbid waters using *Moringa oleifera*. *Water Research*, 29(2), 703-710.
- Ndikubwayo, P. (2007). *Utilisation du chitosane et de l'alun dans le traitement des eaux potables*. (M.Sc.A), Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada. Retrieved from <http://savoirs.usherbrooke.ca/handle/11143/1402>
- Nilsson, R. (1992). Residual aluminium concentration in drinking water after treatment with aluminium or iron salts or apatite health aspects. *Water Supply*, 10(4), 55-64.
- Niquette, P., Monette, F., Azzouz, A., & Hausler, R. (2004). Impacts of substituting aluminum-based coagulants in drinking water treatment. *Water Quality Research Journal of Canada*, 39(3), 303-310.
- O'Melia, C. R. (1969). A review of the coagulation process. *Public Works*, 100(5), 87-98.
- O'Melia, C. R. (1974). *The role of polyelectrolytes in filtration processes* (EPA-670/2-74-032). Retrieved from
- O'Melia, C. R., & Ali, W. (1978). The role of retained particles in deep bed filtration. *Ninth International Conference on Water Pollution Research. Proceedings of the 9th International Conference, Stockholm, Sweden, 1978*, 167-182. doi:10.1016/B978-0-08-022939-3.50019-2
- O'Melia, C. R., Hahn, M. W., & Chen, C.-T. (1997). Some effects of particle size in separation processes involving colloids. *Water Science and Technology*, 36, 119-126.
- Özacar, M., & Şengil, İ. A. (2003). Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 229(1-3), 85-96. doi:10.1016/j.colsurfa.2003.07.006
- Packham, R. F. (1962). The coagulation process. I. Effect of pH and the nature of the turbidity. *Journal of Applied Chemistry*, 12(12), 556-564. doi:10.1002/jctb.5010121207
- Packham, R. F. (1967). Polyelectrolytes in water clarification. *Society for Water Treatment and Examination*, 16, 88-111.
- Ravi Kumar, M. N. V. (2000). A review of chitin and chitosan applications. *Reactive and Functional Polymers*, 46(1), 1-27. doi:10.1016/S1381-5148(00)00038-9
- Rice, J. M. (2005). The carcinogenicity of acrylamide. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 580(1-2), 3-20.
- Riddick, T. M. (1964). *The roles of the zeta potential and polymers in the coagulation of raw water*. Paper presented at the Proceedings 1st annual Water Quality Research Symposium.
- Rinaudo, M. (2006). Chitin and chitosan: Properties and applications. *Progress in Polymer Science*, 31(7), 603-632. doi:10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001

- Roussy, J., Van Vooren, M., & Guibal, E. (2005). Influence of chitosan characteristics on coagulation and flocculation of organic suspensions. *Journal of Applied Polymer Science*, 98(5), 2070-2079. doi:10.1002/app.22411
- Sakthivadivel, R., Thanikachalam, V., & Seetharaman, S. (1972). Head-loss theories in infiltration. *Journal of American Water Works Association*, 64(4), 233-238.
- Sánchez-Martin, J., Beltrán-Heredia, J., & Solera-Hernandez, C. (2010). Surface water and wastewater treatment using a new tannin-based coagulant. Pilot plant trials. *Journal of Environmental Management*, 91(10), 2051-2058. doi:10.1016/j.jenvman.2010.05.013
- Sánchez-Martin, J., González-Velasco, M., & Beltrán-Heredia, J. (2009). *Acacia mearnsii* de wild tannin-based flocculant in surface water treatment. *Journal of Wood Chemistry and Technology*, 29(2), 119-135. doi:Pii 911054996
10.1080/02773810902796146
- Sánchez-Martín, J., González-Velasco, M., & Beltrán-Heredia, J. (2010). Surface water treatment with tannin-based coagulants from Quebracho (*Schinopsis balansae*). *Chemical Engineering Journal*, 165(3), 851–858. doi:10.1016/j.cej.2010.10.030
- Santé Canada. (2008). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada: les acides haloacétiques dans l'eau potable*. Retrieved from Ottawa, Ontario: http://dsp-psd.tpsgc.gc.ca/collection_2009/sc-hc/H128-1-08-548F.pdf
- Santé Canada. (2013). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. La turbidité*.
- Santé Canada. (2017). *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada. Tableau sommaire. Bureau de la qualité de l'eau et de l'air, Direction générale de la santé environnementale et de la sécurité des consommateurs*. Retrieved from Ottawa, ON, Canada:
- Servais, P., Barillier, A., & Garnier, J. (1995). Determination of the biodegradable fraction of dissolved and particulate organic carbon. *International Journal of Limnology*, 31(1), 78-80.
- Servais, P., Billen, G., & Hascoet, M. C. (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in water. *Water Research*, 21(4), 445-500.
- Servais, P., Laurent, P., Billen, G., & Gatel, D. (1995). Développement d'un modèle décrivant les variations de CODB et de biomasse bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des sciences de l'eau*, 8(4), 427-462.
- Servais, P., Laurent, P., & Randon, G. (1995). Comparison of the bacterial dynamics in various french distribution systems. *Water Supply: Research and Technology-Aqua*, 4(1), 10-17.
- Sharma, B. R., Dhuldhoya, N. C., & Merchant, U. C. (2006). Flocculants—an ecofriendly approach. *Journal of Polymers and the Environment*, 14(2), 195-202. doi:10.1007/s10924-006-0011-x
- Shelby, M. D., Cain, K. T., Hughes, L. A., Braden, P. W., & Generoso, W. M. (1986). Dominant lethal effects of acrylamide in male mice. *Mutation Research*, 173(1), 35-40.

- Sojka, R. E., Entry, J. A., & Fuhrmann, J. J. (2006). The influence of high application rates of polyacrylamide on microbial metabolic potential in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 32(2), 243-252. doi:10.1016/j.apsoil.2005.06.007
- Stumm, W. (1977). Chemical interaction in partial separation. *Journal of Environmental Science & Technology*, 11(12), 1066-1070.
- Stumm, W., & Morgan, J. J. (1970). Chapter 9: The solid-solution interface. In *Aquatic chemistry an introduction emphasizing chemical equilibria in natural waters* (pp. 495-513). New York, USA: Wiley-Interscience.
- Stumm, W., & O'Melia, C. R. (1968). Stoichiometry of Coagulation. *Journal - American Water Works Association*, 60(5), 514-539.
- Ten States Standards. (2012). *Recommended standards for water works*. Retrieved from <http://10statesstandards.com/waterrev2012.pdf>
- Thurman, E. M. (1985). *Developments in biogeochemistry: organic geochemistry of natural waters*. Dordrecht (ND): Springer Publisher.
- Tien, C., & Payatakes, A. C. (1979). Advances in deep bed filtration. *AIChE Journal*, 25(5), 737-759. doi:10.1002/aic.690250502
- Tobiason, J. E., & O'Melia, C. R. (1982). *Filtration performance in water and wastewater treatment: Theory and measurement* (A-104-NC). Retrieved from <https://repository.lib.ncsu.edu/handle/1840.4/1706>
- Tobiason, J. E., & O'Melia, C. R. (1988). Physicochemical aspects of particle removal in depth filtration. *Journal of the American Water Works Association*, 80(12), 54-64.
- Tramfloc Inc. (2014). Filterability index. Retrieved from <http://tramfloc.com/filterability-index/>
- Trussell, R. R., & Chang, M. (1999). Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 125(11), 998-1006. doi:10.1061/(Asce)0733-9372(1999)125:11(998)
- Trussell, R. R., Chang, M. M., Lang, J. S., & Hodges Jr, W. E. (1999). Estimating the porosity of a full-scale anthracite filter bed. *Journal of the American Water Works Association*, 91(12), 54-63.
- Tufenkji, N., & Elimelech, M. (2004). Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media. *Environmental Science and Technology*, 38(2), 529-536.
- Tyl, R. W., & Friedman, M. A. (2003). Effects of acrylamide on rodent reproductive performance. *Reproductive Toxicology*, 17(1), 1-13.
- Tyl, R. W., Friedman, M. A., Losco, P. E., Fisher, L. C., Johnson, K. A., Strother, D. E., & Wolf, C. H. (2000). Rat two-generation reproduction and dominant lethal study of acrylamide in drinking water. *Reproductive Toxicology*, 14(5), 385-401.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2012). *EPA drinking water guidance on disinfection by-products. Advice note no. 4. Version 2. Disinfection by-products in*

- Yao, K.-M., Habibian, M. T., & O'Melia, C. R. (1971). Water and waste water filtration: concepts and applications. *Current Research*, 5(11), 1105-1112.
- Zemmouri, H., Drouiche, M., Sayeh, A., Lounici, H., & Mameri, N. (2012). Coagulation flocculation test of Keddara's water dam using chitosan and sulfate aluminium. *Procedia Engineering*, 33, 254-260. doi:10.1016/j.proeng.2012.01.1202
- Zhu, H., Smith, D. W., Zhou, H., & Stanley, S. J. (1996). Improving removal of turbidity causing materials by using polymers as a filter aid. *Water Research*, 30(1), 103-114. doi:10.1016/0043-1354(95)00097-5

ANNEXE A – GRANULOMÉTRIE DES MÉDIAS

Tableau A.1 : Granulométrie des médias

Maille des tamis (mm)	Sable		Anthracite	
	Poids retenu (g)	Poids retenu (%)	Poids retenu (g)	Poids retenu (%)
2,5	0	0	0,07	0,035
1,25	0	0	59,8638	29,935
0,63	17,2993	8,261	138,4742	69,245
0,25	192,1021	91,732	1,4431	0,722
0,16	0,0150	0,007	0,0087	0,004
0,106	0	0	0,0146	0,007
0,08	0	0	0,0055	0,003
< 0,08	0	0	0,0967	0,048
Total	209,4164	100	199,9766	100

ANNEXE B – PH À L'ENTRÉE DES FILTRES

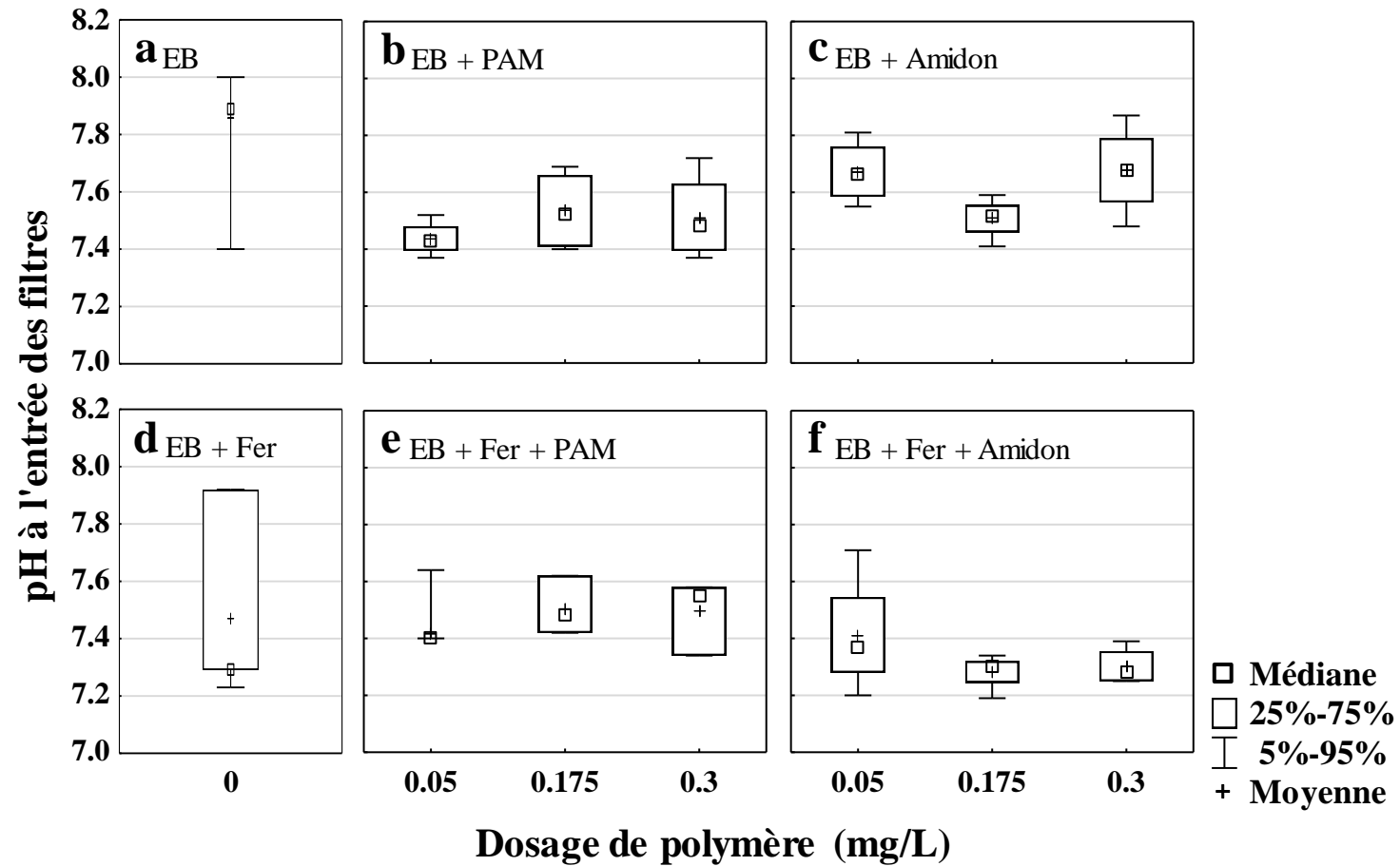


Figure B.1 : pH à l'entrée des filtres avec l'eau brute (EB) seulement (a), eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

ANNEXE C – ENLÈVEMENT DE PARTICULES

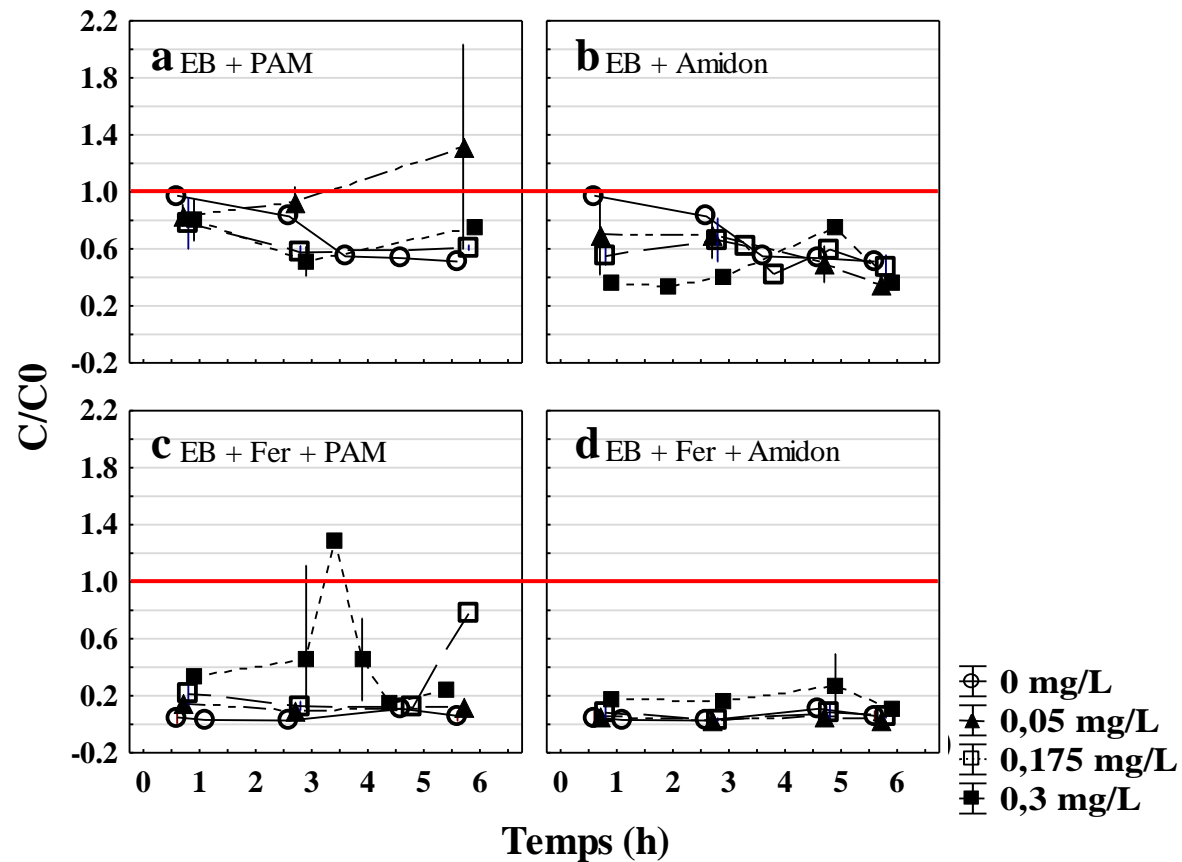


Figure C.1 : Enlèvement de particules (C/C_0) dans les filtres en fonction du temps pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (a) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (c) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (d) (les barres d'erreur représentent les valeurs maximales et minimales des duplicatas)

ANNEXE D – ABSORBANCE UV

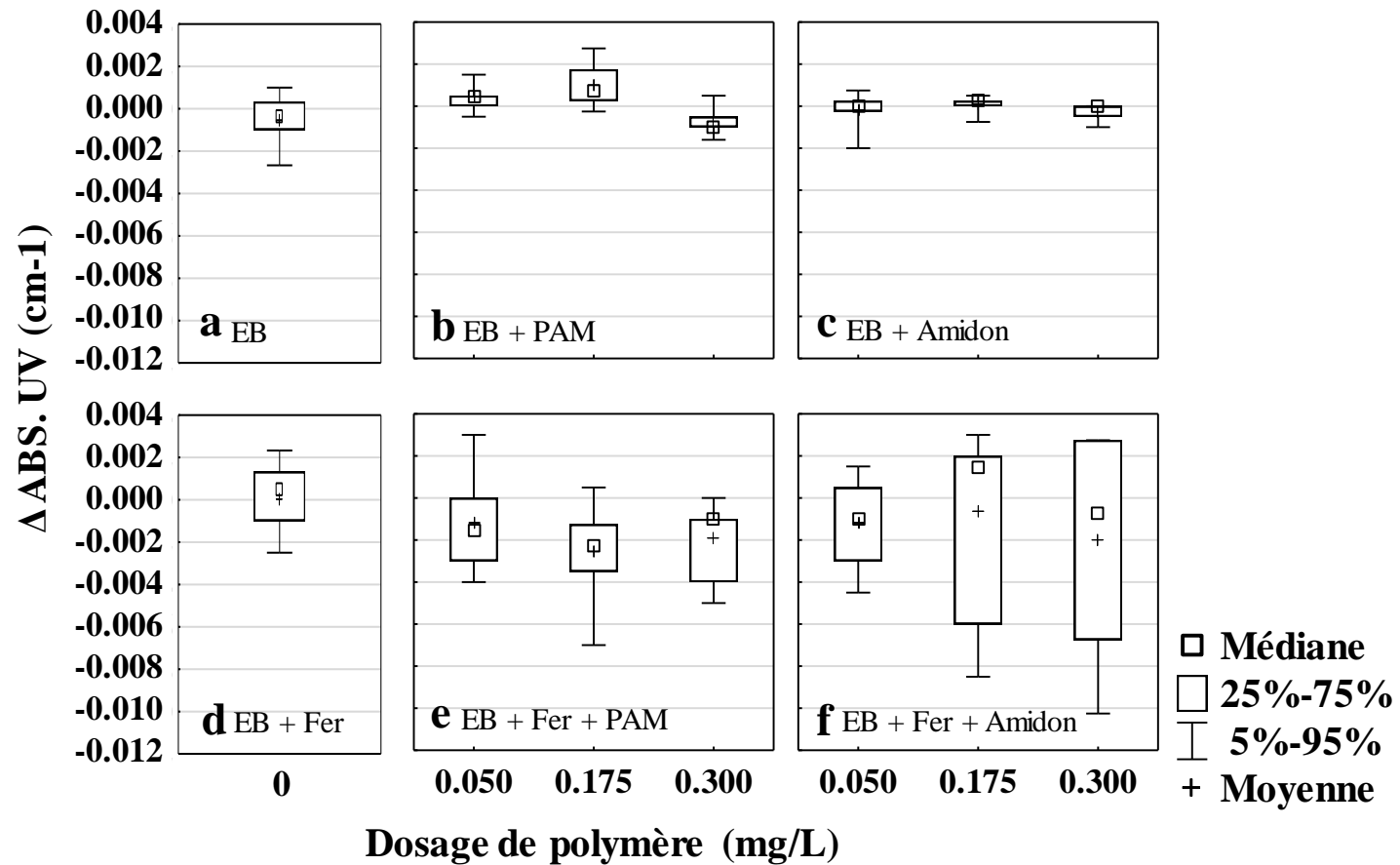


Figure D.1 : Différence d'absorbance ultraviolette (ABS. UV) à 254 nm entre l'entrée et la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)

ANNEXE E – SUVA

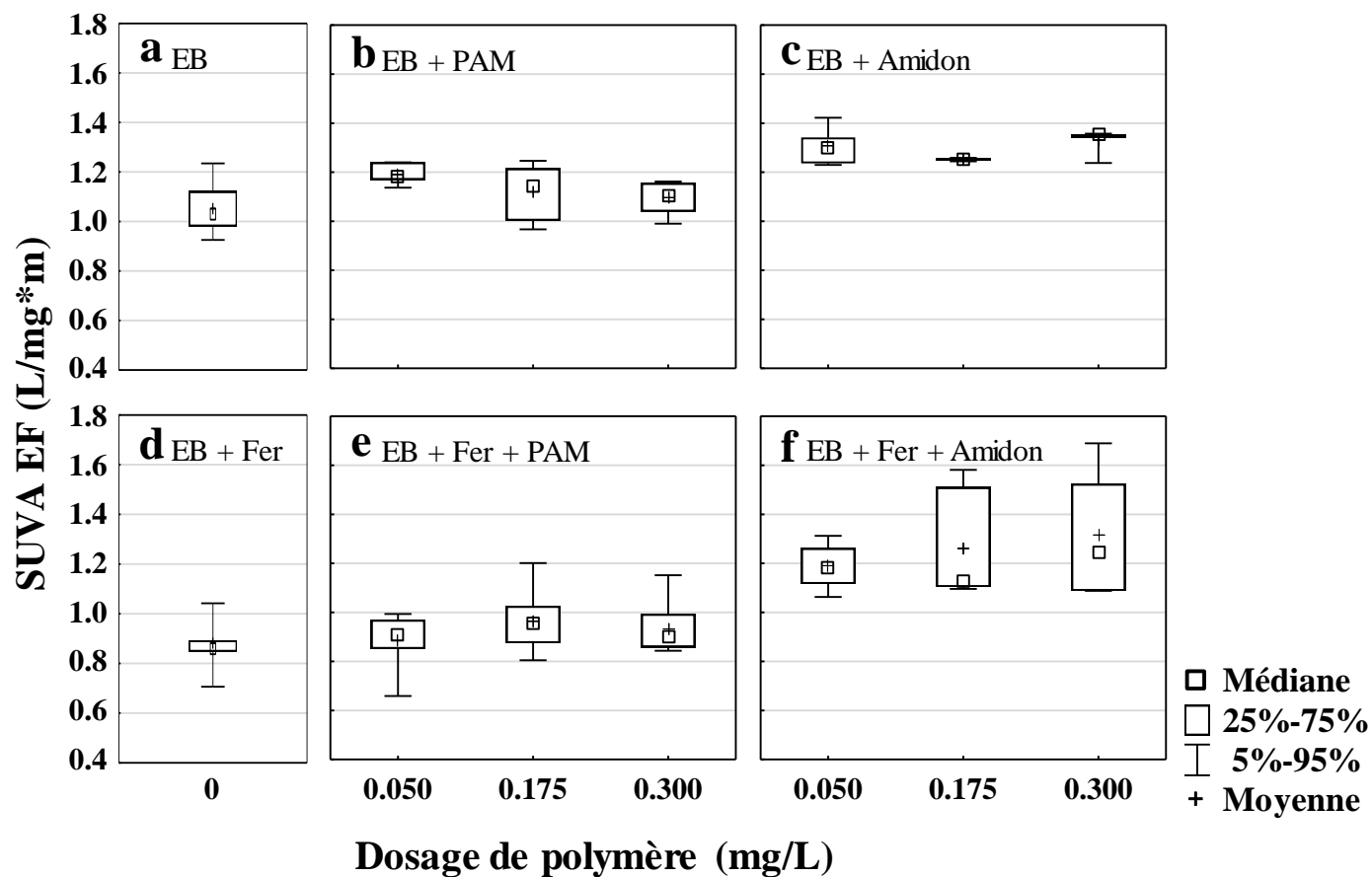


Figure E.1 : SUVA (254 nm) de l'eau filtrée (EF) à la sortie des filtres granulaires pour l'eau brute (EB) (a), l'eau brute avec coagulant (EB + Fer) (d) et pour l'eau brute avec différents dosages de polyacrylamide anionique (EB + PAM) seulement (b) et avec coagulant (EB + Fer + PAM) (e) ou de polymère à base d'amidon (EB + Amidon) seulement (c) et avec coagulant (EB + Fer + Amidon) (f)