

Étude de la performance des filtres Vortisand en présence d'un balayage de surface

par

Selma DAALACH

MÉMOIRE PRÉSENTÉ À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
COMME EXIGENCE PARTIELLE À L'OBTENTION DE LA MAITRISE
AVEC MÉMOIRE EN GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT
M. Sc. A

MONTREAL, LE 19 JANVIER 2017

ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

©Tous droits réservés, Selma Daalach, 2017

©Tous droits réservés

Cette licence signifie qu'il est interdit de reproduire, d'enregistrer ou de diffuser en tout ou en partie, le présent document. Le lecteur qui désire imprimer ou conserver sur un autre media une partie importante de ce document, doit obligatoirement en demander l'autorisation à l'auteur.

PRÉSENTATION DU JURY

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

M. François Duhaime, directeur de mémoire
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

M. Jean-Sébastien Dubé, président du jury
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

Frédéric Monette, membre du jury
Département de génie de construction à l'École de technologie supérieure

ELLE A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY

LE 11 JANVIER 2017

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

REMERCIEMENTS

J'adresse mes remerciements à toute personne qui m'a soutenu à réaliser ce travail.

En premier lieu, je remercie mon directeur de recherche, François Duhaime, qui m'a guidé dans ma recherche et m'a aidé à avancer dans mon travail.

Je remercie le technicien de laboratoire de la STEPPE, Michael Dubois, pour sa disponibilité et son soutien dans les travaux expérimentaux au laboratoire.

Je remercie également le technicien de laboratoire, Sébastien Ménard, qui m'a aidé jusqu'au bout dans la réalisation du dispositif pilote de filtration.

Je tiens à souligner que ce travail a été financé par l'organisme Mitacs et le partenaire industriel Evoqua. Je tiens à les remercier infiniment d'avoir accepté et appuyé ce projet de recherche. J'exprime toute ma gratitude à Alain Silverwood et Francis Bordeleau, pour la confiance qu'ils m'ont accordé pour la réalisation de ce travail.

Un grand merci à ma famille et surtout mon père pour son soutien et son encouragement au cours de la réalisation de ce travail.

Je tiens à remercier Frédéric Monette et Jean-Sébastien Dubé d'avoir accepté d'être membres de jury de ce mémoire.

Enfin, je remercie toute personne de près ou de loin qui m'a soutenu le long de mon cheminement universitaire.

ÉTUDE DE LA PERFORMANCE DES FILTRES VORTISAND EN PRÉSENCE D'UN BALAYAGE DE SURFACE

Selma DAALACH

RÉSUMÉ

En traitement des eaux, la filtration granulaire fait face à une contrainte majeure : le colmatage. Afin de réduire cette contrainte, les filtres granulaires Vortisand produit par Evoqua comportent un écoulement parallèle à la surface du filtre. Ce balayage permet de nettoyer la surface du filtre. Cependant, l'effet du balayage sur la réduction du colmatage et éventuellement sur l'efficacité des filtres dans l'abattement des particules est peu connu. Ce mémoire présente une étude de l'influence du balayage sur le colmatage et la performance des filtres Vortisand en abattement des particules. Deux paramètres ont été variés : la vitesse de balayage et la concentration des particules. À cet effet, un modèle réduit de filtre à sable avec balayage de surface a été conçu et construit. Les particules à filtrer consistaient en kaolin avec une taille médiane de $4,6\text{ }\mu\text{m}$. Du sable de silice uniforme et d'un diamètre effectif de $158\text{ }\mu\text{m}$ a été utilisé comme média filtrant. Les essais ont été effectués avec deux concentrations différentes de kaolin (250 et 750 mg/L). La vitesse de balayage (VB) a été variée entre 0 et 30 cm/s. Des mesures de turbidité et de concentration des matières en suspension et du kaolin total ont été effectuées sur les filtrats. Le colmatage a été quantifié par le profil de capture du kaolin le long du filtre et la perte de charge durant la filtration. La granulométrie des particules retenues dans le filtre a été estimée. Les résultats ont montré que la rétention des particules est influencée par VB. Il a été constaté que l'effet du balayage sur la déposition dépendait de la concentration des particules. Les tailles des particules retenues dans le filtre sont aussi influencées par VB. Pour des valeurs de VB entre 7,5 à 15 cm/s pour une concentration de 250 ppm et entre 25 à 30 cm/s pour une concentration de 750 ppm, la déposition des particules s'est améliorée jusqu'à 20 %. Cependant, à ces vitesses, la perte de charge a augmenté. D'un autre côté, les VB élevées (au-delà de 30 cm/s) ont provoqué la diminution de la rétention des particules et des pertes de charge.

Mots clés : filtre à sable, balayage de surface, colloïde, perte de charge, colmatage

STUDY OF THE PERFORMANCE OF VORTISAND FILTERS PERFORMANCE IN PRESENCE OF A CROSS FLOW

Selma DAALACH

ABSTRACT

In water treatment, filtration is facing an important challenge: clogging of the surface. To reduce this problem, cross flow sand filters such as the Vortisand produced by Evoqua use a water velocity parallel to the filter surface. This cross flow is assumed to minimize clogging of the surface. However, the effect of the cross flow on the clogging and filter efficiency remains poorly understood. This thesis presents a study of the influence of cross flow on clogging and filter efficiency for Vortisand filters. Two parameters were varied: cross-flow velocity and particle concentration. A laboratory scale model of a cross flow sand filter was designed and built. Particles of kaolin with a median diameter of 4.6 μm were used to represent impurities. Uniform silica sand with an effective size of 158 μm was used as the filter media. Tests were performed with two kaolin concentrations (250 and 750 mg/L). The cross flow velocity (CFV) was varied from 0 to 35 cm/s. Turbidity, suspended solids and total kaolin measurements were performed on the filtrate. Clogging was appraised from the concentration of kaolin retained in the filter and the head loss during filtration. The size of particles retained throughout the filter was estimated. The results showed that particle retention is influenced by CFV. The influence of cross flow on the deposition efficiency was dependent on the particle concentration. The size of the retained particles is also influenced by CFV. For some CFV (between 7,5 and 13 cm/s for a concentration of 250 ppm, and between 25 and 30 cm/s for a concentration of 750 ppm), particle deposition was improved up to 20 %. However, head loss was also increased. On the other hand, high CFV caused a decrease in both particle retention and head loss.

Keywords: sand filtration, cross flow, colloids, head loss, clogging.

TABLE DES MATIÈRES

Page	INTRODUCTION.....	1
	CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	5
1.1	Notions générales.....	5
1.2	La filtration à l'échelle microscopique	7
1.2.1	Mécanismes de capture	7
1.2.2	Forces exercées lors de la filtration	8
1.2.2.1	Forces mécaniques	9
1.2.2.2	Forces physico-chimique	9
1.3	Paramètres qui influent sur la capture des particules.....	10
1.3.1	Influence du degré de colmatage du filtre.....	10
1.3.2	Influence de la vitesse d'écoulement	13
1.3.3	Influence de la granulométrie des particules et le sable	14
1.3.4	Influence de la rugosité de la surface du collecteur	15
1.3.5	Effet de la chimie de la solution	16
1.3.6	Effet de la concentration initiale des particules dans le fluide.....	17
1.3.7	Effet de la température.....	19
1.3.8	Effet du balayage de la surface du filtre	19
1.3.9	Orientations et objectifs de recherche.....	20
	CHAPITRE 2 MÉTHODOLOGIE	23
2.1	Dispositif de filtration	23
2.2	Plan expérimental.....	25
2.3	Détermination de la vitesse de balayage.....	29
2.4	Protocoles d'analyse	30
2.4.1	Analyse des matières en suspension	30
2.4.2	Analyse du kaolin total	31
2.4.3	Analyse de turbidité	32
2.4.4	Estimation de la teneur en kaolin du sable.....	32
2.4.5	Analyse granulométrique par diffraction laser	34
	CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	37
3.1	Granulométries du kaolin et du sable.....	37
3.1.1	Granulométrie du kaolin	37
3.1.2	Granulométrie du sable	41
3.2	Résultats de la série 250 mg/L	42
3.3	Série 750 mg/L.....	56
3.4	Comparaison entre les résultats des séries 250 et 750 mg/L et discussion.....	62
	CONCLUSION.....	67
	LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	71

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau 2.1 Résultats de la filtration des solutions de kaolin sur un filtre de 0,3 μm	32
Tableau 3.1 Diamètres représentatifs des particules de kaolin en fonction du temps d'exposition aux ultrasons	38
Tableau 3.2 Diamètres représentatifs des particules de kaolin à l'état de dispersion absolu dans le temps	38
Tableau 3.3 Valeurs des D_{50} des particules retenues dans chaque couche de sable; résultats obtenus après 230 s d'exposition aux ultrasons. Les résultats sont en μm	50
Tableau 3.4 Rapports entre les D_{50} obtenus avant et après la dispersion des particules (nombre sans dimension).....	51
Tableau 3.5 Valeurs des tailles médianes des particules présentes dans différents échantillons. L'unité de mesure est le micromètre (μm)	Erreur ! Signet non défini.

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 1.1 Mécanismes de capture des particules par un collecteur sphérique	8
Figure 1.2 Variations de la concentration de particules dans l'effluent en fonction du temps.....	11
Figure 1.3 Variations de la turbidité au cours du temps	12
Figure 2.1 Schéma du pilote de filtration.....	24
Figure 2.2 Photographie du pilote de filtration	25
Figure 2.3 Morphologie du kaolin	26
Figure 2.4 Corrélation entre la vitesse du balayage et la vitesse de rotation de l'hélice	30
Figure 2.5 Courbe d'étalonnage entre la masse du kaolin récupérée par le lavage et la masse réelle contenu dans le sable	34
Figure 3.1 Courbes granulométriques des particules de kaolin à l'état de dispersion absolu.....	39
Figure 3.2 Concentrations des MES dans les suspensions de kaolin, en fonction des concentrations totales du kaolin	40
Figure 3.3 Courbe de pourcentage volumique des particules de kaolin, par classes de tailles; obtenu après 230 s d'exposition aux ultrasons	41
Figure 3.4 Courbes granulométriques du sable.....	42
Figure 3.5 Efficacité d'abattement des MES dans le temps pour différentes vitesses de balayage	44
Figure 3.6 Évolution de la turbidité des échantillons des effluents de filtration, dans le temps.....	45
Figure 3.7 Efficacité pour la rétention du kaolin total dans le filtre en fonction de VB.....	47
Figure 3.8 Teneurs en kaolin au long du filtre	48
Figure 3.9 Taux de rétention du kaolin à la surface	49
Figure 3.10 Taille médiane des particules retenues à la surface du filtre en fonction des vitesses de balayage correspondantes.....	52

Figure 3.11	Granulométrie en pourcentage volumique du kaolin retenu dans les couches supérieures. Tests SB, VB-7,5 et VB-13	52
Figure 3.12	Granulométrie en pourcentage volumique du kaolin retenu dans les couches supérieures. Tests SB, VB-27 et VB-30	53
Figure 3.13	Augmentation de la perte de charge en fonction de l'efficacité de rétention du kaolin dans le filtre et de la teneur en kaolin à la surface du filtre	55
Figure 3.14	Augmentation de la perte de charge en fonction de VB.....	55
Figure 3.15	Évolution de la turbidité des effluents au cours du temps (750 mg/L).....	56
Figure 3.16	Efficacités d'abattement du kaolin total dans des effluents prélevés dans quelques cycles, ainsi que dans le réservoir à la fin du test.....	57
Figure 3.17	Profils de capture du kaolin au long du filtre (750 mg/L)	58
Figure 3.18	Augmentation de la perte de charge et efficacité de rétention du kaolin dans le filtre pour chaque test (750 mg/L).....	59
Figure 3.19	Granulométrie du kaolin retenu dans les différentes couches	61
Figure 3.20	Granulométrie du kaolin retenu à la surface du filtre pour les essais SB et VB-25. Résultats obtenus par granulométrie laser	61
Figure 3.21	Efficacités de rétention du kaolin total dans le filtre pour les deux séries d'essais.....	63

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

α	Rapport entre la masse du kaolin contenue dans la surface du filtre et la masse du kaolin contenue dans tout le filtre
β	Masse initiale de la suspension
C	Concentration
C_i	Concentration initiale
C_{in}	Concentration initiale de la suspension
C_{lim}	Concentration limite
C_f	Concentration finale de la suspension
C_U	Coefficient d'uniformité
CEF	Coupelles et filtres
D_x	Taille des mailles de tamis laissant passé x % de la masse totale du matériau
E	Efficacité d'abattement des particules
Effluent-1	Effluent du premier cycle de filtration
MES	Matière en suspension
m_f	Masse finale
m_i	Masse initiale
NaCl	Chlorure de sodium
$(NaPO_3)_n$	Héxamétaphosphate de sodium
SB	Sans balayage
VB	Vitesse de balayage
VB-n	Vitesse de balayage de n cm/s (n : nombre réel)
V_{mon}	Volume occupant le montage

XVIII

V_{sus}	Volume de la suspension ajouté dans le réservoir
V_{tot}	Volume du réservoir avant la saturation du montage

LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS DE MESURE

cm	centimètre (unité de longueur = 10^{-2} m)
cm/s	centimètre par seconde (unité de vitesse)
po	pouce (unité de longueur = 2,54 cm)
μm	micromètre (unité de longueur = 10^{-6} m)
m	mètre d'eau (unité de longueur ou hauteur de charge)
mm	millimètre (unité de longueur = 10^{-3} m)
pi	pied (unité de hauteur de charge = 0,3048 m)
g	gramme (unité de masse)
mg	milligramme (unité de masse = 10^{-3} g)
mg/L	milligramme par litre (unité de concentration)
%	pourcentage
UTN	unité de turbidité néphélométrique
min	minute (unité de temps)
s	seconde (unité de temps)
mM	millimole (concentration molaire)
rpm	rotation par minute (vitesse rotative)
mV	millivolt (unité de différence de potentiel)

INTRODUCTION

La présence de certaines particules colloïdales dans l'eau, tels que les algues, les microorganismes, le calcaire, rendent cette eau inutilisable. En traitement des eaux, ils existent plusieurs techniques d'élimination des matières en suspension et colloïdales présentes dans l'eau, dont la filtration en profondeur. Cette technique consiste à utiliser un matériau granulaire comme le sable, le charbon, ou l'anthracite pour arrêter les matières colloïdales et clarifier l'eau. Ces particules colmatent toutefois la surface du filtre, alors que la déposition de matière colloïdale dans les profondeurs du filtre demeure faible. Le colmatage de la surface engendre une augmentation rapide des pertes de charge dans le filtre. Après un certain temps, la perte de charge atteint sa valeur maximale. Le filtre doit alors être arrêté pour qu'un lavage du filtre soit effectué. La durée du cycle de filtration dépend donc de la vitesse du colmatage de la surface.

Afin de ralentir le processus de colmatage de la surface, certains filtres comportent un balayage de la surface. Cette technique est adoptée dans le filtre Vortisand produit par l'entreprise Evoqua. Les filtres Vortisand utilisent un sable fin comme média de filtration. Ces filtres sont utilisés pour plusieurs applications (tour d'eau, traitement des eaux de procédé, récupération d'eau de pluie, eau de refroidissement, etc.). Les filtres Vortisand fonctionnent à une vitesse de filtration élevée de l'ordre de 50 m/h. L'eau est injectée dans le filtre parallèlement à la surface du média. La collision des jets d'eau avec les parois du filtre crée un mouvement rotatif à la surface du filtre. La figure 1 illustre une comparaison entre la filtration en absence de balayage de surface dans un filtre conventionnel (a) et la filtration dans un filtre à balayage de surface comme les filtres Vortisand (b).

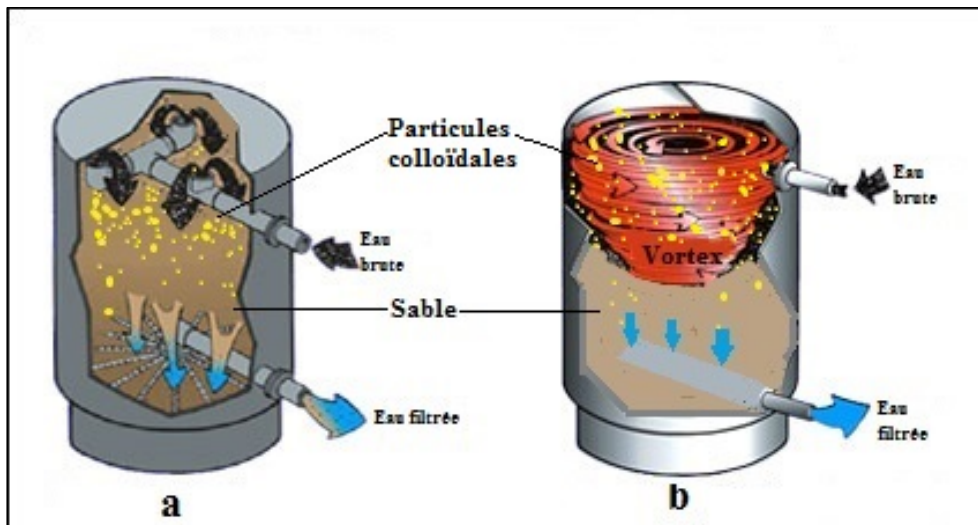


Figure 0.1 Comparaison entre la filtration sans balayage de surface (a) et la filtration avec balayage de surface (b)
Adapté de Sonitec (s.d)

Le balayage de surface repose sur une composante de la vitesse de l'eau qui est parallèle à la surface du filtre. Théoriquement, ce mouvement réduit le blocage des particules dans les sites poreux de la surface. Autrement dit, l'eau passe à travers le filtre par effet de pression, alors que les particules sont balayées de la surface. En absence du balayage de surface, l'eau chargée en colloïdes est injectée verticalement dans le lit filtrant, menant à un colmatage rapide de la surface du filtre (figure 0.1). Selon les projets de recherche internes d'Evoqua, le balayage de surface contribue à l'enlèvement d'une partie des particules, ce qui augmente l'efficacité de filtration par rapport aux filtres conventionnels. En effet, l'efficacité d'abattement des particules du filtre conventionnel est près de 60 %, alors qu'en présence du balayage de surface l'efficacité du filtre Vortisand est augmentée à 80 %.

Le balayage de surface ajoute à la complexité de la prédiction de la performance de ces filtres. En effet, il est difficile de prévoir la performance des filtres Vortisand en se basant uniquement sur les théories de filtration. L'influence du balayage de surface sur les performances des filtres granulaires est peu documentée. De ce fait, l'objectif de ce projet est d'étudier l'influence du balayage de surface sur la performance des filtres Vortisand. La performance des filtres est caractérisée par l'efficacité d'abattement des particules et le

colmatage. Des essais de filtration sur le modèle réduit de Vortisand permettraient de mieux comprendre le comportement du balayage de surface.

Le premier chapitre du mémoire traite des précédentes recherches sur la filtration granulaire. Le deuxième chapitre décrit la méthodologie expérimentale et le montage du filtre réalisé. Le troisième chapitre présente les résultats ainsi que leur discussion. Enfin, des conclusions sont présentées en fonction des objectifs de l'étude.

CHAPITRE 1

REVUE DE LITTÉRATURE

La revue bibliographique compte trois volets principaux. Dans un premier temps, quelques notions de base sont définies. Dans un deuxième temps, les études théoriques sur la filtration sont présentées. Enfin, les paramètres importants qui contrôlent la filtration en profondeur sont présentés. Cette dernière partie fait la synthèse des résultats expérimentaux présentés dans la littérature et elle expose le lien entre les paramètres qui ont été étudiés expérimentalement et les modèles microscopiques théoriques.

1.1 Notions générales

Les notions qui sont définies ci-dessous sont évoquées à plusieurs reprises dans le mémoire.

Taille effective: les tailles des grains d'un matériau ne sont pas uniformes. Souvent, la granulométrie d'un matériau est indiquée par la taille effective (D_{10}) et le coefficient d'uniformité (C_u). Le D_{10} est la taille des mailles du tamis qui laisse passer 10 % de la masse totale du granulat (Desjardins, 1990).

Coefficient d'uniformité : c'est est le rapport entre le D_{60} et le D_{10} . Le D_{60} est la taille des mailles du tamis qui laisse passer 60 % de la masse totale du sable (Desjardins, 1990).

Densité des solides : la densité des solide est le rapport entre la masse volumique du granulat et la masse volumique de l'eau. Si une quantité de granulat est ajoutée dans un récipient d'eau, le granulat déplace un certain volume d'eau. La densité est égale au rapport de la masse du granulat et de la masse de l'eau déplacée.

Porosité : la porosité d'un matériau est caractérisée par le ratio entre le volume des vides et le volume total du matériau. Le volume des vides est la différence entre le volume total et le volume de la matière solide (Desjardins, 1990).

Surface spécifique : c'est le rapport entre la surface d'une particule ou d'un grain et son volume. La surface spécifique est inversement proportionnelle au diamètre de ces particules (Robitaille & Tremblay, 1997).

Filtration granulaire : ce type de filtration se fait par des matériaux granulaires qui se caractérisent par une taille effective des grains, une porosité et plusieurs autres paramètres. Ces matériaux doivent être inertes et insolubles : ils ne doivent pas entrer en réaction chimique avec le liquide filtré et les particules retenues. En filtration granulaire, on utilise souvent le sable, l'anthracite, l'ilménite et la résine. (Desjardins, 1990).

Membrane filtrante : ce sont des matériaux qui retiennent les solides en surface. Ces matériaux peuvent être des toiles métalliques, des pierres poreuses à interstice très fins, des tissus en fibre, etc. (Desjardins, 1990).

Perte de charge : la perte de charge dans un filtre est la différence de charge hydraulique entre l'entrée et la sortie du filtre. La perte de charge est l'un des paramètres importants qui déterminent la durée du cycle de filtration.

Collecteur : ce terme est utilisé dans le domaine de la migration des colloïdes dans un milieu poreux profond. On appelle collecteur tout grain du milieu poreux qui joue un rôle dans la rétention des colloïdes.

Particules browniennes : ce sont les particules de tailles très fines (inférieure à $1\ \mu\text{m}$) qui peuvent diffuser dans l'eau. Cette diffusion est caractérisée par un mouvement aléatoire, appelé mouvement brownien. Ce mouvement est dû aux collisions du colloïde avec les

particules d'eau qui circulent autour de la surface de ce colloïde (Elimelech, Gregory & Jia, 2013).

1.2 La filtration à l'échelle microscopique

La compréhension du mécanisme de filtration à l'échelle microscopique permet de mieux expliquer le comportement de la filtration à l'échelle d'un filtre. Il est donc nécessaire de revoir les mécanismes de capture des particules par un collecteur, ainsi que les forces qui y sont exercées.

1.2.1 Mécanismes de capture

Les mécanismes de rétention des particules dans un milieu poreux dépendent de plusieurs facteurs. Plusieurs de ces mécanismes dépendent du diamètre du collecteur, du diamètre des colloïdes, de la vitesse d'écoulement et de la viscosité. La figure 1.1 présente les principaux mécanismes de capture qui peuvent être distingués comme suit (Al-Abduwani et al., 2005; Benosman, 2012; Ives, 1980) :

- **Sédimentation** : la particule dérive de la ligne d'écoulement. Elle tend à décanter dans le sens de la force de gravité. Dans ce cas, la particule se dépose sur la surface du collecteur, ou sur l'un des sites de rétention. La sédimentation est principalement due à la densité des particules qui est supérieure à celle de l'eau.
- **Interception** : lorsque la particule suit une ligne d'écoulement du fluide, elle peut être interceptée par collision avec le collecteur. Ce phénomène aura lieu si la distance entre la particule et le collecteur est inférieure ou égale au diamètre de cette particule.
- **Inertie** : lorsqu'une ligne d'écoulement du fluide passe près du collecteur, elle tend à dévier. Si une particule suit cette ligne d'écoulement, et si elle a une inertie suffisante, elle va continuer son mouvement dans une ligne droite. Ce mouvement va causer sa collision avec le collecteur.
- **Entrainement par effet hydrodynamique** : lorsque la vitesse et la turbulence de l'eau augmente, les lignes de cisaillement de l'eau dans le filtre deviennent non

uniforme. Ce phénomène engendre la collision de la particule dans l'un des sites de rétention, à cause des effets hydrodynamiques.

- **Diffusion** : lorsque le diamètre de la particule est inférieur à $1\ \mu\text{m}$, la particule suit un mouvement aléatoire dû à son énergie thermique. On dit qu'elle est influencée par le mouvement brownien. Ce mouvement engendre la déviation de la particule des lignes d'écoulement, en faisant augmenter la probabilité de collision entre la particule et le collecteur.
- **Attachement** : c'est l'adhésion entre la particule et le collecteur, par forces physico-chimiques.

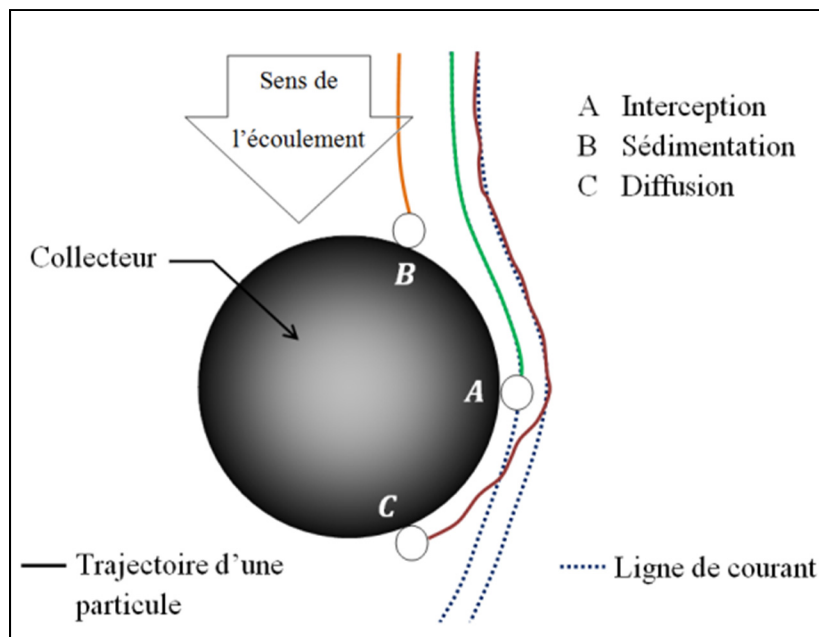


Figure 1.1 Mécanismes de capture des particules par un collecteur sphérique. Tirée de Safrioui Chaibainou (2012)

1.2.2 Forces exercées lors de la filtration

Plusieurs forces peuvent être responsables de la capture des colloïdes par un collecteur ou un pore. Deux types de forces principaux sont distinguées : les forces mécaniques et physico-chimiques (Molnar et al., 2015; Bradford, Torkzaban & Walker, 2007; Benosman, 2012).

1.2.2.1 Forces mécaniques

Dans la littérature, on utilise souvent le terme « filtration physique » ou « filtration mécanique » afin d'exprimer la rétention des particules sous l'effet de forces mécaniques. Cet effet est indépendant des interactions surfaciques qui existent entre la particule et le collecteur. Parmi les forces mécaniques, on peut énumérer celles-ci :

- **Force gravitationnelles** : cette force est due à la gravité. Elle est proportionnelle au volume des particules.
- **Force hydrodynamique** : cette force est exercée sur la particule par le fluide. Elle augmente lorsque la vitesse du fluide est importante.
- **Force de lubrification** : cette force est due à la viscosité du fluide. C'est la résistance du film du fluide (situé entre la particule et le collecteur), appliqué sur la particule.

1.2.2.2 Forces physico-chimique

Deux forces physico-chimiques peuvent s'exercer sur un colloïde dans sa trajectoire dans le milieu filtrant. Selon Elimelech et al. (2013) ces forces sont la force de van der Waals et la force électrostatique.

Forces de van der Waals : ces forces sont responsables de la rétention de la particule par le mécanisme de diffusion. Elles résultent de l'attraction entre la particule et la surface du collecteur. Ce sont des forces électromagnétiques, appliquées aux particules browniennes (inférieure à 1 μm). Cette attraction a une portée de l'ordre de quelques centaines d'Angströms.

Forces électrostatiques : ce sont des interactions entre particule et particule, ou entre particule et collecteur. Ces interactions créent des barrières énergétiques. Ces forces sont formées quand les particules et le collecteur portent simultanément des charges surfaciques. Lorsque la particule et le collecteur portent des charges du même signe, cela produit une répulsion. Autrement, des charges de signes opposés mènent à l'attraction de la particule et

du collecteur. Parfois, seulement la particule ou le collecteur est chargé. Dans ce cas, la surface chargée crée une charge électrostatique sur la surface non chargée.

Dans le cas des électrolytes, les colloïdes en suspension vont absorber des ions. Par compensation, une seconde couche d'ions de charge opposée va être formée. La différence de potentiel entre l'électrolyte et la couche liée au solide est appelé potentiel zêta. Ce potentiel caractérise les effets électrocinétiques entre la particule et le collecteur. Il est influencé par le pH de la solution et la concentration des ions (Elimelech et al., 2013). Selon Benosman (2012), en présence d'une barrière énergétique répulsive, il y aura seulement une partie des collisions qui va engendrer une rétention. En effet, les particules retenues vont contribuer à la répulsion des autres particules qui se sont approchées du collecteur. À l'opposé, lorsque la répulsion est absente, chaque collision donnera une rétention.

La combinaison de la force électrostatique et de la force de van der Waals est appelée l'énergie résultante (Ives, 1980; Molnar et al., 2015). Cette énergie traduit la stabilité des colloïdes. Cette stabilité résulte de l'équilibre des forces attractives (van der Waals) et des forces répulsives (électrostatiques).

1.3 Paramètres qui influent sur la capture des particules

L'efficacité de filtration des particules et le transport de ces particules dans un filtre granulaire sont influencés par plusieurs paramètres. Quelques paramètres influençant la filtration ont été sélectionnés en raison de leur importance dans ce projet de recherche.

1.3.1 Influence du degré de colmatage du filtre

Selon Ives (1980), la concentration de particules dans l'effluent du filtre varie en fonction du temps du fonctionnement du filtre. La figure 1.2 montre l'évolution typique de la concentration des particules dans l'effluent en fonction du temps. Il est observé que la concentration varie en trois étapes. Dans un premier temps, la concentration des particules diminue progressivement jusqu'à ce qu'elle atteigne sa valeur minimale. Dans la deuxième

étape, la concentration se stabilise pendant un certain temps. Dans la troisième étape, la concentration augmente jusqu'à ce qu'elle atteigne une valeur inacceptable (C_{lim}). À cet instant (t_c), le filtre doit être arrêté pour qu'un lavage du filtre soit effectué.

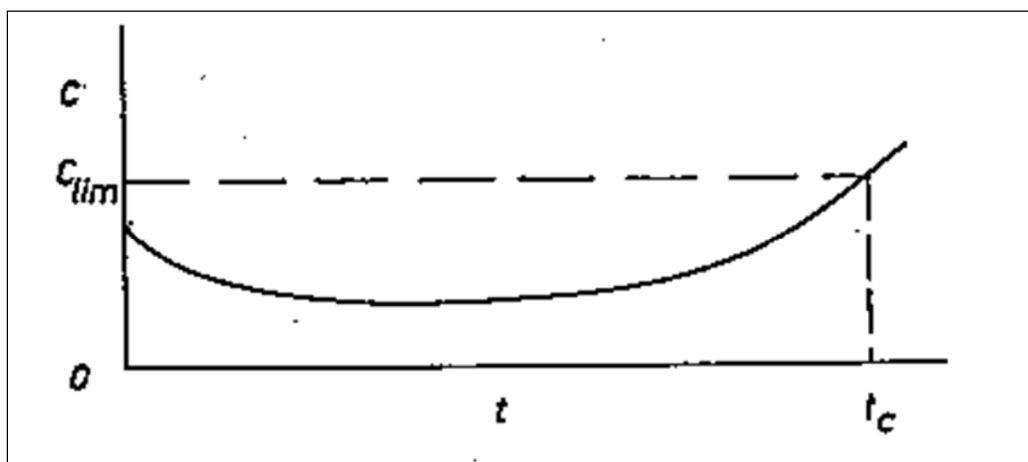


Figure 1.2 Variations de la concentration de particules dans l'effluent en fonction du temps
Tirée d'Ives (1980)

Selon James M. Montgomery Consulting Engineers (1985), dans plusieurs filtres réels, la turbidité des effluents subit des variations. La variation de la turbidité est similaire à la variation de la concentration qui a été observée dans l'étude d'Ives (1980) citée au paragraphe précédent, sauf dans la première étape. En effet, dans la première étape, la turbidité subit une augmentation jusqu'à un pic avant de diminuer progressivement (figure 1.3). Cette étape est appelée l'étape de maturité (*ripening*). Il peut y avoir plus d'un pic pendant cette étape. Les auteurs expliquent que ces pics sont causés par la présence de particules dans le filtre qui n'ont pas été retirées par les lavages précédents. Ces particules peuvent être détachées et entraînées dans le filtrat en raison de collisions avec les particules mobiles qui circulent à travers le filtre.

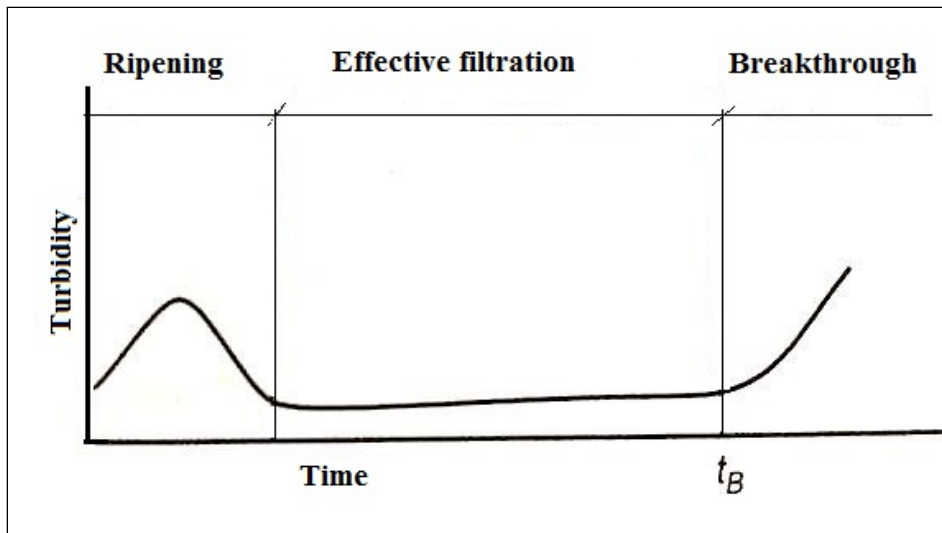


Figure 1.3 Variations de la turbidité au cours du temps
Tirée de James M. Montgomery Consulting
Engineers (1985, p 875)

Pour expliquer l'amélioration progressive du filtrat pendant l'étape de maturité, James M. Montgomery Consulting Engineers (1985), Desjardins (1990) et Ives (1980) ont supposé que les particules mobiles entrent en collision avec les particules retenues au fur et à mesure. Chaque collision peut donner lieu à un attachement des particules mobiles, ce qui engendre l'amélioration de la rétention des particules. Ces hypothèses sont confirmées par l'étude de Benosman (2012). Cette étude a porté sur le processus du colmatage des filtres à sable et la rétention des particules. Deux phases de la capture ont été observées. Lorsque le filtre est propre, la capture des particules a lieu dans des macropores. Les macropores sont des pores qui sont situés entre les grains. Dans une deuxième phase, la capture a plutôt lieu dans des micros pores. Les micros pores sont formés par les agrégats de particules. Ces agrégats sont formés par l'accumulation des particules dans un site de rétention. L'auteur conclut que la collision entre des particules mobiles et des particules retenues peut donner lieu à une capture. La capture des particules dans les micros pores engendre donc l'amélioration de l'efficacité de rétention.

Comme mentionné dans le paragraphe précédent, les particules accumulées dans un site de rétention forment des floes. Durant l'augmentation finale de la turbidité (*breakthrough* à la

figure 1.3), l'accumulation des particules exercent des forces sur ces agrégats, ce qui les rend moins résistant. En effet, les agrégats tendent à se briser plus facilement (Desjardins, 1990). Il se peut qu'à cet instant, les agglomérats et les pontages formés par les particules dans les pores subissent des bris. Le bris des agrégats engendre le réentraînement des particules dans le fluide. Il en résulte donc une augmentation de la concentration des particules dans le fluide. Ce phénomène est observé dans la dernière phase de variation de la concentration en particules et de la turbidité des filtrats (figures 1.2 et 1.3).

1.3.2 Influence de la vitesse d'écoulement

La vitesse de filtration intervient souvent dans les relations théoriques des mécanismes de capture des particules. À l'échelle expérimentale, le taux de capture est inversement proportionnel à la vitesse de filtration. En effet, lorsque la vitesse d'écoulement est faible, le taux de rétention des particules dans le filtre augmente. Cette capture est plus importante à la surface du filtre. Par conséquent, un colmatage rapide de la surface est engendré. Dans ce cas, les particules retenues diminuent avec la profondeur dans le filtre. Lorsque la vitesse de filtration est élevée, la durée de contact entre la particule et le collecteur diminue. Cette diminution réduit l'importance des phénomènes d'attachement physico-chimique. Pour les vitesses plus élevées, la capture des particules est mieux distribuée le long du filtre (Bradford et al., 2007).

Dans les conditions d'attachement fortement répulsives, l'effet de la vitesse est différent. Bradford et al. (2007) ont étudié les influences des interactions physico-chimiques sur la filtration physique (capture par effet des forces physiques). Ils ont essayé de filtrer des microsphères en latex par le sable dans des conditions fortement répulsives. Les résultats ont montré que la capture est plus importante lorsque la vitesse augmente. L'auteur a expliqué ce phénomène par la provocation de collisions et le blocage des particules dans les petits pores, grâce aux forces hydrodynamiques. À l'opposé, dans le cas où les forces hydrodynamiques sont faibles (lorsque la vitesse est faible), la répulsion entre les particules et le milieu poreux prédomine. Ce phénomène permet aux particules fines de suivre les lignes d'écoulement et il

empêche leur attachement. L'auteur conclut que l'augmentation de la vitesse favorise la filtration physique. Dans ce cas, la capture par entrainement dans l'un des sites de rétention est prédominante, alors que la capture par des forces physico-chimiques est faible.

1.3.3 Influence de la granulométrie des particules et le sable

Les théories de la filtration considèrent la taille des particules comme un paramètre important dans la filtration. En effet, une grande partie des mécanismes de transport dépendent de la taille des particules à filtrer. Les grandes particules tendent à décanter sur la surface du grain, ou bien elles sont interceptées entre les grains. Ces particules sont souvent influencées par les forces mécaniques de filtration. Quant aux petites particules, celles dont la taille est inférieure à 1 μm , elles tendent à s'attacher aux grains sous l'effet des forces de van der Waals.

L'attachement des particules par interaction électrostatique dépend aussi de leur taille. Cette interaction est proportionnelle à la surface spécifique qui est elle-même inversement proportionnelle à la taille de la particule. En effet, plus la taille des colloïdes est petite, plus la surface spécifique est grande et donc l'attachement électrostatique est plus important (Robitaille & Tremblay, 1997).

La capture est souvent inversement proportionnelle au diamètre des grains du sable. En effet, plus le diamètre des grains est faible, plus la rétention est efficace. La rétention mécanique est dominante dans ce cas (Desjardins, 1990). Aussi, la rétention physico-chimique peut varier selon le diamètre effectif du matériau, en raison de la surface spécifique du grain.

Bradford et al. (2007) a étudié le profil de capture des particules le long du filtre en variant le diamètre médian du matériau (D_{50}). Ils ont constaté que lorsque le D_{50} du matériau est grand, la capture est mieux répartie le long du filtre. Au contraire, une diminution du D_{50} du matériau accentue la capture en surface et amène une décroissance exponentielle du piégeage avec la profondeur dans le filtre.

Benosman (2012) a étudié le transport des colloïdes dans des milieux hétérogènes. L'auteur a utilisé du sable de silice non uniforme donc les grains sont non sphériques. Par conséquent, le milieu poreux avait une distribution porale hétérogène. Quatre granulométries différentes (diamètres allant de 0,3 à 0,6, de 0,63 à 1, de 1 à 2, et de 0,6 à 2 mm) ont été étudiées. L'essai a été réalisé dans des conditions d'attachement défavorable pour isoler l'impact de la filtration mécanique. Des particules de kaolinite de même diamètre (1 μm) ont été utilisées. Les résultats ont montré que pour un même débit et une même concentration, le taux du colmatage ne varie pas entre ces filtres. De plus, la distribution des particules a eu lieu tout au long des couches hétérogènes. Lorsque le diamètre effectif du grain est donc entre 0,3 et 2 mm, et dans les conditions de cette étude, la capture des particules est peu influencée par le diamètre des grains.

1.3.4 Influence de la rugosité de la surface du collecteur

Selon plusieurs références consultées, la rugosité de la surface des grains influence la capture. Selon Sefrioui Chaibainou (2012), la rugosité des grains favorise l'adsorption des particules. La rugosité de la surface est formée par des plots ou des cavités. Ces derniers constituent des microsites favorables à la rétention. Shellenberger & Logan (2002) ont effectué des essais de filtrabilité pour des microsphères en latex avec média filtrant composé de billes de verres. Deux types de billes de verres ont été testés : un premier type avec une surface rugueuse et un autre avec une surface lisse. À partir de leurs résultats, Sefrioui Chaibainou (2012) a constaté que l'efficacité de rétention a été augmentée de 50 % dans le cas des surfaces rugueuses.

Yoon, Germaine & Culligan (2006) ont étudié l'effet de la rugosité des grains sur la filtration dans certaines conditions. Des billes de verre de 4 mm de diamètre ont été utilisées. Comme Shellenberger & Logan (2002), des billes de surface lisse ont été comparées avec des billes de surface rugueuse. Des conditions physico-chimiques défavorables ont été imposées avec des forces nettes répulsives entre les particules. Ils ont observé que lorsque les grains sont lisses, la capture est similaire sur toute la longueur du filtre. Par contre, dans le cas des grains

de surface rugueuse, la capture a principalement lieu près de la surface du filtre et elle diminue avec la profondeur. À l'échelle microscopique, la capture dans le cas des surfaces lisses a eu lieu dans les sites de contacts grain à grain, alors que dans le cas où la surface était rugueuse, les mécanismes de rétention dépendent de la vitesse de filtration. Quand la vitesse est élevée, la capture aux contacts grain à grain est prédominante par rapport à la capture à la surface des grains. À l'opposé, dans le cas où la vitesse est moyenne ou faible, la capture à la surface des grains devient plus importante. Rappelons que dans cette étude, l'adhésion entre les grains et les particules était diminuée, ou presque éliminée. Il semble donc possible que la capture à la surface en raison de la rugosité ne soit pas seulement par adsorption, mais aussi par effet mécanique.

1.3.5 Effet de la chimie de la solution

Plusieurs travaux de recherche ont porté sur l'effet de la chimie de la solution à filtrer. Tel que discuté précédemment, il est prouvé que le pH et la salinité du fluide influent sur la capture des particules dans un milieu poreux par l'effet de ces paramètres sur les forces physico-chimiques entre particules et collecteur. Il a été constaté que la filtration dans un milieu attractif augmente la capture des particules. La capture dans un milieu répulsif est diminuée.

Selon Molnar et al. (2015), le pH et la force ionique de l'eau (sa concentration en ions) influent sur les charges surfaciques du collecteur et des particules. En contrôlant la chimie du fluide à filtrer, il est possible de créer des conditions d'attachement favorables (attraction entre la particule et le collecteur) ou défavorables (répulsion entre la particule et le collecteur). Les études suivantes ont imposé des milieux d'attachement attractif ou répulsif grâce à des variations du pH et de la force ionique :

- Bradford et al. (2007) ont réalisé des essais de filtration dans un milieu d'attachement défavorable à un pH de 10, et en utilisant de l'eau distillée (faible concentration en minéraux). Dans ce cas, le sable et les microsphères de latex sont chargés

négativement, ce qui rend leur comportement répulsif. L'ajout de chlorure de sodium (NaCl) a engendré la diminution de l'épaisseur de la double couche ionique des surfaces des microsphères en latex. Par conséquent, ce phénomène a engendré la neutralisation de la charge surfacique des particules. Avec une charge surfacique neutralisée des particules, et une charge négative des grains de sable, des forces d'attraction entre les grains et les particules ont été engendrées. De ce fait, la capture a été augmentée.

- Benosman (2012) a réussi à obtenir des conditions d'attachement défavorable entre le sable et le kaolin. Ces conditions ont été atteintes en utilisant de l'eau distillée à un pH de 7,7. Dans ce cas, les surfaces du sable et du kaolin sont chargées négativement.
- Tufenkji et al. (2004) ont étudié la filtration d'oocystes de *Cryptosporidium* par le sable de silice dans des conditions défavorables. Ces conditions ont été obtenues dans un milieu acide (pH de 5,5 à 5,8) avec une force ionique faible. Dans ces conditions, le sable et les microorganismes avaient une charge négative.
- Al-Abduwani et al. (2005) ont testé la capture de particules d'hématite dans des conditions favorables. Ces conditions ont été obtenues avec un fluide de faible force ionique, et de pH de 6,8. Dans ces conditions, les particules d'hématites étaient chargées positivement, contrairement au sable qui était chargé négativement.

Le profil de capture des particules le long du filtre est influencé par le milieu d'attachement. Quand le milieu est attractif, la capture est prédominante près de la surface du filtre. Dans un milieu répulsif, la capture des particules est distribuée tout au long du filtre (Molnar et al., 2015).

1.3.6 Effet de la concentration initiale des particules dans le fluide

Quelques travaux de recherche ont porté sur l'influence de la concentration des particules dans l'affluent sur la filtration. Bradford et al. (2009) ont étudié l'influence de la concentration initiale (C_i) sur la capture dans le filtre pour différentes conditions d'attachement. Le pH a été fixé à 10, alors que la force ionique variait de 6 à 160 mM. À un

pH élevé, l'ajout d'ions favorise l'attachement des colloïdes avec le sable (voir section 1.3.5). Ils observent une proportionnalité inverse entre la C_i des colloïdes et le taux de rétention. Cet effet est dominant quand la force ionique est entre 31 et 56 mM. Selon l'auteur, à cet intervalle de force ionique, le milieu d'attachement est intermédiaire (entre le milieu favorable et le défavorable). À l'opposé, cette observation sur l'influence de C_i sur le taux de rétention est presque absente dans le cas des fortes et des faibles forces ioniques. Autrement dit, la capture est indépendante du C_i , quand le milieu d'attachement est très attractif, ou très répulsif.

Ces résultats ont permis de poser quelques hypothèses. L'auteur a posé comme hypothèse que, lorsque le milieu d'attachement est intermédiaire, l'attachement des colloïdes avec les surfaces solides est très faible. La collision des colloïdes mobiles avec les colloïdes immobiles favorise donc le réentraînement des colloïdes immobiles dans le fluide. Ce réentraînement donne lieu à un détachement. D'un autre côté, quand le milieu est très favorable, la forte attraction entre le colloïde et la surface du sable rend le détachement très difficile.

Moghadas et al. (2004) ont étudié l'effet de C_i sur le taux de capture. La capture a été indiquée par la chute de la perméabilité du fluide. Dans cette étude, les auteurs ont comparé la chute de perméabilité entre des essais de filtration avec différents C_i . Ils déduisent que C_i influence la chute de perméabilité. En effet, la chute de perméabilité était proportionnelle à la concentration initiale. Toutefois, le coefficient de cette proportionnalité était différent d'un intervalle de concentration, à l'autre. Par exemple, cet effet a été comparé entre l'intervalle de 500 à 1000 ppm avec l'intervalle de 1000 à 2000 ppm. Les résultats ont indiqué que la proportionnalité entre la concentration et la chute de perméabilité était plus forte dans l'intervalle de 500 à 1000 ppm. Benosman (2012) a essayé d'expliquer ces résultats par le phénomène de pontage rapide des particules dans les pores. Le pontage est l'accumulation des particules dans un pore qui forme des ponts entre les grains. Ce pontage se produit plus rapidement par l'augmentation du nombre des particules injectées. Autrement dit, les

particules tendent à s'attacher rapidement par le fait de collision entre elles, menant à un blocage d'un pore.

Une autre recherche a été menée par Grolimund et al. (1998), pour comprendre l'effet de C_i sur la rétention des nanoparticules naturelles par le sable. Ces particules sont hétérogènes et souvent non sphériques. Les auteurs ont constaté que la concentration n'a pas eu d'effet sur le transport des colloïdes naturels dans le sable. L'effet de la concentration des particules sur l'efficacité de rétention dépend donc de plusieurs conditions.

1.3.7 Effet de la température

Peu d'études ont porté sur l'influence de la température sur la capture des particules dans un milieu poreux. L'influence de ce paramètre sur la capture est donc peu connue. On sait toutefois que la température influence sur le mécanisme de la diffusion des particules. En effet, plus la température est élevée, plus le phénomène de diffusion est important.

La température a aussi une influence non négligeable sur la perméabilité grâce à son influence sur la viscosité. En effet, le coefficient de perméabilité qui relie les pertes de charge et le débit est inversement proportionnel à la viscosité (Chapuis, 2012). Comme l'efficacité de filtration est influencée négativement par la perte de charge, même si l'augmentation de la température n'a aucun effet positif sur la capture, elle peut influencer positivement l'efficacité de filtration.

1.3.8 Effet du balayage de la surface du filtre

Le balayage de surface est utilisé dans les filtres granulaires depuis des décennies. Dans le cas de ces filtres, le balayage de surface est provoqué par un système de jet d'eau. Ce système est basé sur l'injection de l'eau à vitesse élevée sur la surface du filtre dans une perspective de diminution de la formation du gâteau à la surface. Toutefois l'étude du balayage de surface sur ce type de filtre a porté principalement sur son effet sur la formation du gâteau à la surface du filtre, et non pas sur la qualité du filtrat. D'un autre côté, une grande

partie des projets de recherches qui ont étudié l'influence de la vitesse de balayage sur la qualité du filtrat et le colmatage ont porté sur la microfiltration membranaire.

Broom (1993) a comparé l'efficacité de la filtration rapide au microsable avec celle de la filtration avec une membrane textile et un balayage. La membrane de textile utilisée était capable de filtrer des suspensions, comme le kaolin et les métaux lourds précipités. Les pores de la membrane avaient une taille de 10 μm . L'auteur a conclu que la filtration membranaire à balayage de surface était plus efficace que la filtration en profondeur (sable).

Hwang & Liu (2002) ont étudié l'effet du balayage de surface sur la filtration membranaire. Ils ont utilisé une membrane dont la taille des pores était de 0,22 μm . La taille des particules à filtrer était de 0,4 μm . Les résultats ont montré que le balayage à vitesse élevée engendre la diminution du colmatage. De plus, le balayage a joué un rôle sur l'amélioration de la qualité du filtrat.

Une autre étude par Hwang, Hsu & Tung (2006) a été menée pour comprendre l'effet du balayage de surface sur la filtration membranaire. Dans cette étude, l'effet de la vitesse du balayage (VB) sur les tailles des particules retenues a été étudié. Les particules à filtrer avaient une granulométrie étalée allant de 0,2 à 20 μm . Les résultats ont montré que l'augmentation de VB favorise la rétention des particules les plus fines.

1.3.9 Orientations et objectifs de recherche

La présente revue de littérature permet une meilleure compréhension des mécanismes de filtration granulaire à l'échelle microscopique. Il a été constaté que ces mécanismes dépendent de plusieurs paramètres. Ces paramètres telles que la vitesse de filtration, la granulométrie du matériau et la chimie de la solution ont fait l'objet de plusieurs études. Cependant, à notre connaissance, aucun résultat sur l'influence du balayage de surface dans le cas de la filtration granulaire n'a été présenté dans la littérature.

L'objectif principal du projet de maîtrise est d'étudier l'influence du balayage de surface sur la performance de filtration. Trois sous-objectifs sont définis pour atteindre cet objectif principal :

- Concevoir un pilote de filtration à l'échelle du laboratoire pour reproduire le balayage de surface des filtres Vortisand.
- Vérifier de l'influence du balayage de surface sur l'abattement des particules et le colmatage de la surface.
- Étudier de la relation entre l'efficacité du balayage de surface et la concentration des particules dans l'affluent.

Les principaux paramètres qui sont à l'étude sont donc la vitesse de balayage et la concentration. Les autres conditions de filtration ont été conservés constantes.

CHAPITRE 2

MÉTHODOLOGIE

Le présent chapitre décrit la méthodologie de la recherche. En premier lieu, le dispositif de filtration utilisé pour les expériences est décrit. Ensuite, le plan expérimental est présenté. Après cela, la procédure avec laquelle la vitesse de balayage a été déterminée est décrite. Par la suite, les protocoles d'analyses effectués sur les échantillons sont décrits.

2.1 Dispositif de filtration

Le dispositif du montage de filtration est schématisé à la figure 2.1. Une photo du montage est montrée à la figure 2.2. Ses composants essentiels sont comme suit :

- une colonne cylindrique en PVC d'une hauteur de 30,5 cm (12 po) et de diamètre de section de 10,5 cm (4 po);
- un lit de sable de 20,3 cm (8 po) de profondeur. Ce sable est déposé sur une couche de gravier, qui sert de support. L'épaisseur de la couche de gravier est de 2,5 cm (1 po). Le gravier et le sable sont déposés sur une grille. La taille des mailles de cette grille est de 800 μm ;
- une hélice pour produire le mouvement rotatif de l'eau. Ce mouvement assure le balayage de la surface du sable;
- un moteur électrique de modèle Reliance du fabricant Baldor. Ce moteur est installé à la tête de la colonne. Il permet d'actionner l'hélice;
- une commande pour contrôler le moteur de l'hélice, de modèle CFW 10 du fabricant WEG;
- une pompe centrifuge de modèle SSPC-152175 du fabricant Pompcor pour actionner la circulation de l'eau dans le pilote;

- une autre commande CFW 10 du fabricant WEG pour contrôler le débit d'injection de la pompe. Cette commande permet de varier le débit jusqu'à 11,3 L/min (3 gpm) pour une perte de charge dans le filtre de 12,4 m (40,6 pi);
- des conduites d'eau flexibles dont le diamètre est de 1,9 à 2,5 cm (de 3/4 à 1 pouce);
- un réservoir de 40 L (10,56 gallons) contenant la suspension de kaolin;
- deux vannes placées à l'entrée et à la sortie du filtre afin de permettre l'échantillonnage de la suspension;
- un débitmètre (Omega) placé dans la conduite du montage pour suivre le débit;
- un capteur de pression de modèle Gauge P.I.PRO du fabricant Omega. Ce capteur permet de mesurer la perte de pression entre l'entrée et la sortie du filtre;
- une vanne placée en amont de la colonne afin de purger l'air emprisonné dans le filtre.

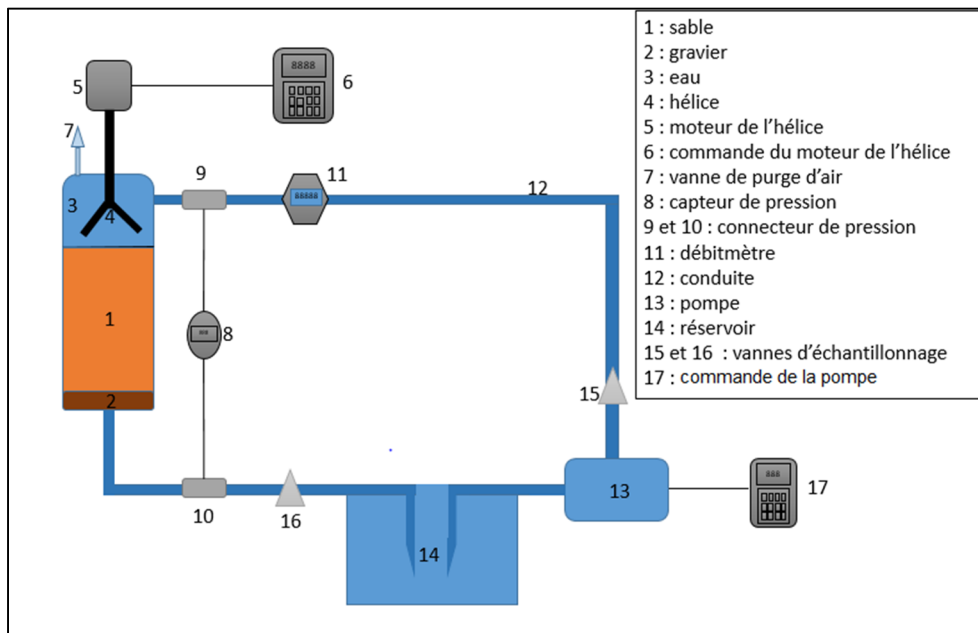


Figure 2.1 Schéma du pilote de filtration

L'écoulement de l'eau dans le sable est vertical, du haut vers le bas. L'eau en mouvement en tête de la surface du sable occupe 8,25 cm (3,25 po) de hauteur. La circulation de l'eau dans

le montage est en circuit fermé. Autrement dit, une fois que l'eau est filtrée, elle est déversée dans le réservoir pour être mélangée avec l'eau brute.

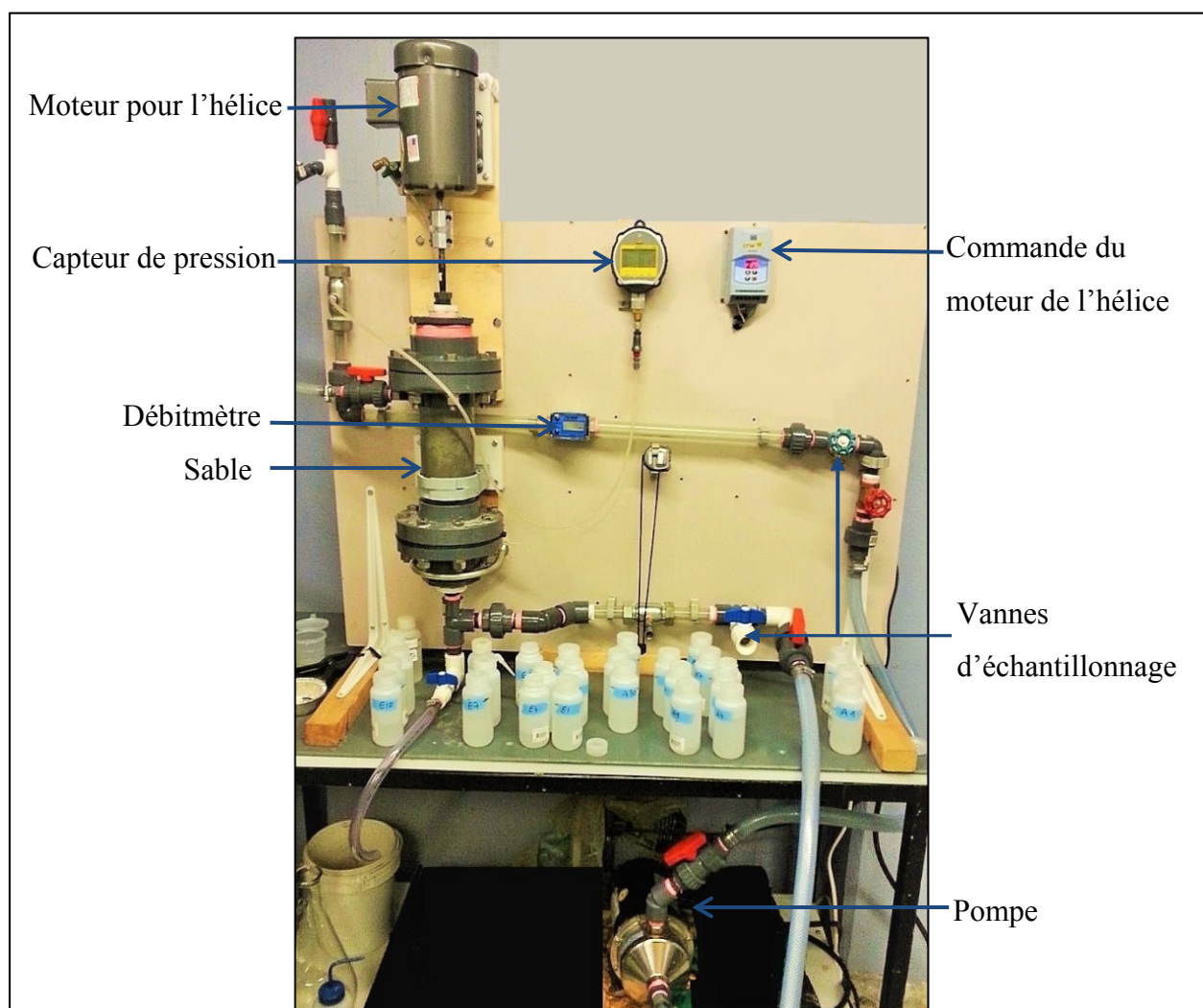


Figure 2.2 Photographie du pilote de filtration

2.2 Plan expérimental

Dans plusieurs projets de recherche sur la filtration en profondeur, des microsphères en latex sont ajoutés dans l'affluent (Bradford et al., 2002; Scott et al., 2002; Bradford et al., 2007; Porubcan & Xu, 2011). Cependant, ces particules sont sphériques, ce qui les rend moins représentatives des particules réelles contenues dans l'eau (microorganismes, argile, algues,

etc.). D'autres projets sur la filtration utilisent le kaolin (Ives 1980, Benosman 2012). Ces particules d'argile sont plus représentatives des impuretés présentes dans les eaux qui doivent être filtrées. Ces particules prennent la forme de feuillets (figure 2.3). La granulométrie du kaolin utilisé dans ce projet est présentée ultérieurement (section 3.1.1).

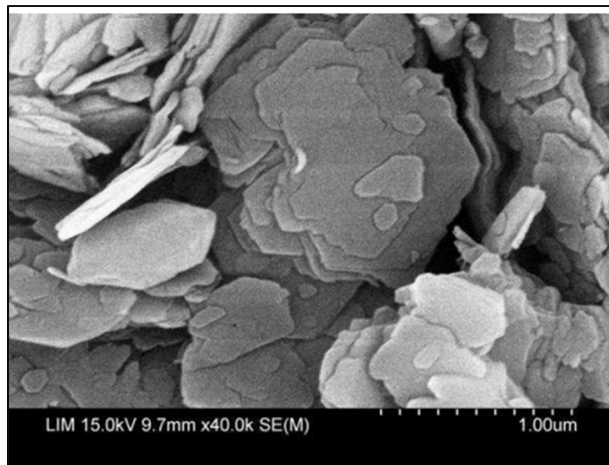


Figure 2.3 Morphologie du kaolin
Tirée de Benosman (2012)

Le sable utilisé dans ce projet a été fourni par la compagnie Evoqua. Ce sable de silice (SiO_2) est utilisé dans leurs filtres Vortisand. La densité des grains est de 2,65. Ce sable est sphérique, de surface rugueuse et de granulométrie serrée (présenté à la section 3.1.2).

Les paramètres qui ont été variés sont la vitesse de balayage et la concentration initiale en kaolin. Les autres paramètres ont été conservés constants. La vitesse de filtration était du même ordre que la vitesse opérationnelle des filtres Vortisand, soit 50 m/h (20 gpm/pi²). La suspension de kaolin a été produite à partir de l'eau du robinet de la ville de Montréal. Cette eau contient des teneurs en solides totaux instables, soit de 166 à 264 mg/L (Castano, Magalie & Laroche, 2015). La température de la solution en suspension a été gardée entre 23 à 25°C. La concentration en ions a été estimée à environ 309 mg/L, soit une force ionique de 5,44 mM (Castano, Magalie & Laroche, 2015). Le pH de l'eau du robinet varie entre 7 et 8 (Castano, Magalie & Laroche, 2015)

Selon Kaya & Yukseles (2005), pour un pH entre 7 et 8, et pour des forces ioniques entre 1 et 10 mM, le potentiel zêta du quartz varie entre -50 et -60 mV. Dans les mêmes conditions, le potentiel zêta du kaolin se situe entre -30 et -45 mV. La valeur négative du potentiel zêta indique une charge négative à la surface du sol. Par conséquent, dans l'eau du robinet, les interactions électrostatiques entre le kaolin et le sable se font dans des conditions répulsives (conditions défavorables d'attachement).

Les essais de filtration ont été effectués en deux séries. Pour la série 1, une concentration initiale de kaolin de 250 mg/L a été utilisée. Pour la série 2, cette concentration a été fixée à 750 mg/L. Le seul paramètre qui a été varié dans les deux séries d'essais était VB. Ce paramètre a été varié entre 0 et 35 cm/s.

L'efficacité de rétention des particules a été évaluée selon la qualité des effluents du filtre (eau sortante du filtre), ainsi que par la teneur en kaolin du sable à la fin de la filtration. L'effet du balayage sur le colmatage de la surface du filtre a été étudié. Le colmatage a été indiqué par l'augmentation des pertes de charge dans le filtre. Aussi, le colmatage a été indiqué par le profil de capture du kaolin au long du filtre. L'influence du balayage de surface sur les tailles des particules retenues au long du filtre a été déterminée grâce à des mesures de la granulométrie de ces particules.

Le déroulement de l'expérience a été adapté de la norme NSF/ANSI 50 (2012), une norme utilisé par Evoqua. Le réservoir est tout d'abord rempli de 23 L (6 gallons) d'eau du robinet. Le montage est saturé avant l'ajout de la suspension. Le volume d'eau dans le montage (en excluant le réservoir) est près de 6 L (1,58 gallons), le volume dans le réservoir diminue donc à 17 L (4,49 gallons) pendant la saturation. Un volume de 6 L (1,58 gallons) de suspension est ajouté dans le réservoir. Pour reproduire les essais réalisés par Evoqua, le volume de l'eau qui occupe le montage est négligé dans le calcul de la concentration initiale de la suspension. Seulement le volume du réservoir est pris en considération dans le calcul de la concentration initiale. Cette méthode surestime l'efficacité réelle du filtre. La suspension à filtrer est

circulée dans le système de filtration pendant 50 minutes. Pour le débit utilisé, ce temps correspond à 15 cycles de filtration.

La concentration initiale de la suspension (C_{in}) est calculée comme suit :

$$C_{in} = \frac{\beta}{V_{tot} - V_{mon} + V_{sus}} \quad (2.1)$$

Avec :

C_{in} : Concentration initiale de la suspension (mg/L).

β : Masse initiale de la suspension ajoutée (mg).

V_{tot} : Volume du réservoir avant la saturation du montage (23 L).

V_{mon} : Volume occupant le montage (6 L).

V_{sus} : Volume de la suspension ajouté dans le réservoir (6 L).

Donc, la formule dont laquelle l'efficacité d'abattement des particules (E) est comme suit :

$$E = \frac{\beta - C_f \times (V_{tot} - V_{mon} + V_{sus})}{\beta} \quad (2.2)$$

C_f est la concentration finale de la suspension. Son calcul est montré à la section 2.4.1 et 2.4.2.

Durant chaque expérience, la suspension a été échantillonnée à l'entrée et la sortie du filtre.

Les analyses suivantes ont ensuite été réalisées sur les échantillons :

- concentration totale en kaolin;
- concentration en MES (particules de kaolin de taille supérieure à 1 μm);
- turbidité.

Dans un premier temps, l'échantillonnage a été effectué à chaque minute, jusqu'à la minute 10. Puis, l'échantillonnage a été effectué à 13, 17, 30 et 50 minutes. Ces temps d'échantillonnage correspondent aux cycles de filtration 4, 5, 9 et 15.

La variation de la différence de pression entre l'entrée et la sortie du filtre a été suivie en continu. La perte de charge initiale avant l'ajout de la suspension, variait entre 2,74 et 3,52 m (entre 21,42 et 24,8 pi). Le débit de filtration a été contrôlé et maintenu constant à $\pm 0,37$ L/min (0,1 gpm).

Le sable a été lavé avant chaque expérience. Le lavage du sable a été effectué directement dans le filtre, en faisant circuler de l'eau du robinet. L'eau à la sortie du filtre a été évacuée dans une goulotte. Le lavage a été arrêté quand la turbidité de l'eau à la sortie du filtre était de 0,3 UTN. En comparaison, la turbidité de l'eau du robinet était inférieure à 0,3 UTN. Pour la plupart des essais, le lavage avait une durée de 6 à 8 heures.

2.3 Détermination de la vitesse de balayage

La vitesse de l'eau au-dessus de la surface du sable a été estimée grâce à une technique d'analyse d'images. Une caméra numérique reliée à une application LabVIEW a été utilisée. Des photos de la surface du sable ont été prises pendant l'opération du filtre et de l'hélice à chaque 0,011 s (90 photos par seconde). La vitesse de l'eau à la surface du filtre a été calculée en suivant des particules de caoutchouc (pneus déchiquetés) déposées à la surface du filtre. Un ruban à mesurer a été placé horizontalement autour de la colonne. Une calibration entre la vitesse du balayage et la vitesse de rotation de l'arbre de l'hélice a été effectuée. La vitesse de rotation de l'arbre de l'hélice a été mesurée par un tachymètre du fabricant Reed. Les résultats de l'étalonnage sont montrés dans la figure 2.4. La figure montre une très forte corrélation entre VB et la vitesse de rotation de l'arbre de l'hélice.

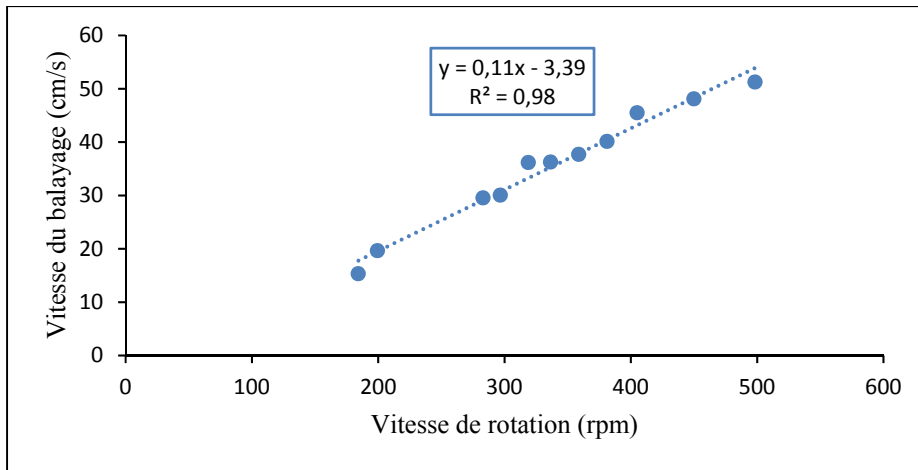


Figure 2.4 Corrélation entre la vitesse du balayage et la vitesse de rotation de l'hélice

2.4 Protocoles d'analyse

Dans cette section, les protocoles d'analyse des échantillons (matière en suspension, kaolin total et turbidité) sont décrits. Par la suite, le protocole suivi pour la détermination du profil de capture du kaolin le long du filtre est présenté. Par la suite, le protocole d'analyse granulométrique effectué sur le kaolin et le sable est présenté.

2.4.1 Analyse des matières en suspension

Les matières en suspension (MES) sont généralement de taille supérieure à 1 μm . La méthode 2540 D du *Standard Method* (APHA, AWWA et WEF, 2005) a été suivie pour analyser les MES. Le microfiltre en fibre de verre qui a été utilisé était du modèle GB/F du fabricant Whatman; son diamètre était de 47 mm. Il est à noter que les tailles des pores du microfiltre utilisé peuvent varier de 1,2 à 1,5 μm . Par conséquent, les particules de kaolin de taille allant de 1,2 à 1,5 μm peuvent passer par le microfiltre en fibre de verre. Il faut donc prendre en considération que les concentrations des MES analysées dans cette étude sont sous estimées.

L'efficacité d'abattement des MES a été calculée selon la concentration initiale de l'échantillon en MES. Pour calculer la concentration de l'échantillon en MES, l'équation suivante a été utilisée :

$$C = (m_f - m_i) \times 5 \quad (2.3)$$

Avec :

C : concentration de l'échantillon en MES (mg/L)

m_f : masse finale du filtre avec sa coupelle (mg)

m_i : masse initiale du filtre avec sa coupelle (mg)

2.4.2 Analyse du kaolin total

L'analyse du kaolin total dans les échantillons a été réalisée seulement dans la 2^e série d'essais (750 mg/L). Les solutions de kaolin contiennent aussi des matières dissoutes qui proviennent de l'eau du robinet. Les résultats de la granulométrie du kaolin obtenue par granulomètre laser (section 3.2) ont montré que le pourcentage passant à 0,3 μm est presque nul. Il est donc possible de séparer le kaolin et les matières dissoutes par une filtration sur un filtre de 0,3 μm .

Un essai a été réalisé pour vérifier la séparation des particules de kaolin et des matières dissoutes par filtration. Des solutions de kaolin ont été préparées en utilisant l'eau du robinet. Des filtres en fibre de verre avec des pores de 0,3 μm ont été utilisés (modèle GF75, fabricant Adventec). Le tableau 2.1 présente les résultats de cet essai. La filtration de l'eau du robinet (blanc) sur les filtres de 0,3 μm a montré que les matières dissoutes de l'eau du robinet ne sont pas retenues par ces filtres. Quant aux suspensions de kaolin, les pourcentages de la masse passant les filtres de 0,3 μm étaient respectivement de 0,77 et 2,72 % pour les échantillons 1 et 2. Il a été donc possible d'estimer les concentrations du kaolin en négligeant les particules de kaolin inférieures à 0,3 μm . Cette estimation a été effectuée par la méthode utilisée pour l'analyse des MES (voir section 2.4.1), mais avec des filtres de 0,3 μm .

Tableau 2.1 Résultats de la filtration des solutions de kaolin sur un filtre de 0,3 μm

Échantillon	Concentration mère (mg/l)	Concentration récupérée (mg/l)	Écart entre la concentration récupérée et la concentration mère (%)
Blanc	0	0	0
Échantillon1	130	129	0,77
Échantillon2	110	107	2,72

2.4.3 Analyse de turbidité

Le turbidimètre utilisé était le modèle 2020we du fabricant Lamotte. Sa précision est de 3 % pour une turbidité de plus de 100 UTN et de 2 % pour une turbidité allant de 2,5 à 100 UTN. Pour une turbidité inférieure à 2,5 UTN, la précision est de 0,05 UTN. La cellule utilisée est de 10 mL.

2.4.4 Estimation de la teneur en kaolin du sable

Le profil de capture du kaolin le long du filtre correspond à la teneur en kaolin du média filtrant selon la profondeur. Cette dernière a été mesurée à la fin de chaque essai. La teneur du sable en kaolin est le rapport entre la masse de kaolin contenue dans le sable et la masse sèche du sable. Pour mesurer la concentration en kaolin, le lit filtrant a été séparé en 8 couches. Les 4 couches supérieures avaient une épaisseur de 1,27 cm ($\frac{1}{2}$ po) soit 150 g de sable. Les couches 5 et 6 avaient une épaisseur de 2,54 cm (1 po) soit 300 g de sable. Quant aux couches 7 et 8, leur épaisseur était de 5,08 cm (2 po) soit 600 g de sable. Des épaisseurs différentes ont été utilisées pour les couches plus profondes en raison de la faible teneur en kaolin dans ces couches. Les échantillons de sable prélevés ont été lavés avec 2,5 L d'eau du robinet. Un tamis de 80 μm a été utilisé pour la séparation du sable et de l'eau de lavage. Dans un premier temps, le sable a été lavé avec 500 mL d'eau du robinet. Puis, un volume de 100 mL de cette eau de lavage a été prélevé. L'échantillon de 100 mL a été utilisé pour réaliser des analyses avec le granulomètre à diffraction laser pour étudier la taille du kaolin retenue dans le filtre. Ensuite, le sable a été lavé avec le reste d'eau (2 L).

Les masses de kaolin contenues dans les couches de sable ont été estimées grâce aux concentrations en kaolin des eaux de lavage. La méthode utilisée est celle des solides totaux, tirée du *Standard Method*. Un blanc qui consistait en l'eau du robinet était analysé afin d'estimer sa concentration en solides totaux. La concentration du blanc a été soustraite aux résultats des solides totaux des tests.

Il existe quelques interférences non négligeables dans la méthode utilisée. En effet, il est possible que la séparation entre le sable et le kaolin soit incomplète. Aussi, la présence des impuretés de sable peut amener d'autres erreurs. Ces impuretés peuvent passer par le tamis de 80 μm , à cause de leur petite taille. Pour minimiser ces interférences, une courbe standard a été établie. Cette courbe relie la masse du kaolin récupérée par lavage avec la masse réelle contenue dans le sable. Des mélanges de sable et de kaolin ont été préparés pour établir cette courbe. Le sable utilisé pour établir la courbe a été lavé de la même manière que le sable utilisé pour les essais de filtration (voir la section 2.2). Les quantités de kaolin sélectionnées pour la calibration sont 0; 0,2; 0,6; 1; 2; 3 et 4 % par rapport à la masse de sable sec. Les quantités de kaolin ont été mélangées à sec avec les échantillons de sable. Puis, ces mélanges ont été lavés selon la méthode décrite dans le paragraphe précédent.

La figure 2.5 montre la courbe d'étalonnage entre la masse de kaolin récupéré avec le lavage, et la masse réelle qui a été mélangée avec le sable. Quelques masses récupérées étaient supérieures à la masse du kaolin mélangée avec le sable. Cette hausse de masse est due à la présence des impuretés du sable dans l'eau de lavage. Cette interférence est plus importante quand la masse du kaolin est faible.

Les couches de sable qui ont été prélevées et lavées après chaque test ont été séchées dans l'étuve à 110°C pour connaître leur masse sèche.

Le coefficient de détermination de la courbe d'étalonnage est de 99,68 %. La corrélation obtenue par la méthode gravimétrique est donc forte. L'équation montrée à la figure 2.5 est utilisée dans l'estimation de la masse du kaolin contenue dans les échantillons de sable.

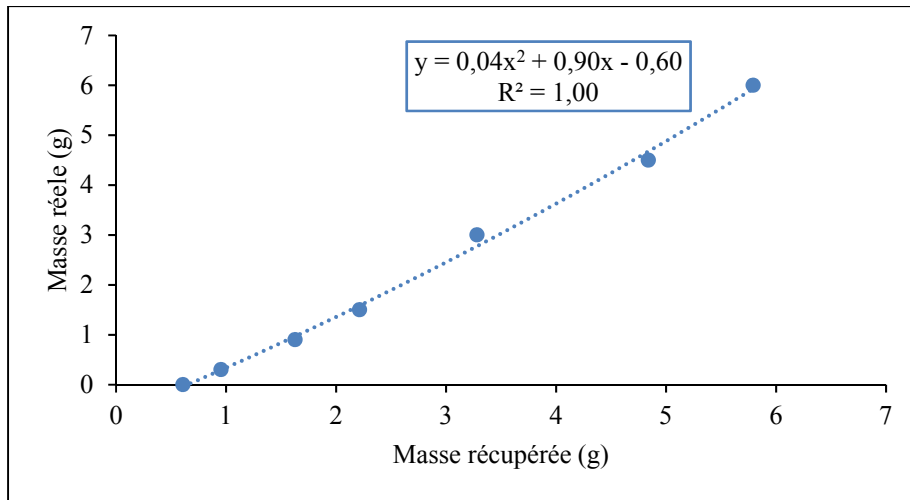


Figure 2.5 Courbe d'étalonnage entre la masse du kaolin récupérée par le lavage et la masse réelle contenu dans le sable

2.4.5 Analyse granulométrique par diffraction laser

Le modèle du granulomètre à diffraction laser utilisé est Mastersizer 3000. Cette technique donne des mesures indirectes. Le principe repose sur la proportionnalité inverse du diamètre de la particule et son angle de diffraction (Balsamo & Storti, 2010).

L'analyseur donne les résultats sous forme des courbes de pourcentage volumique en fonction des classes des tailles des particules. Il peut aussi donner des courbes granulométriques du passant ou du refus cumulé. Notons que l'analyseur donne des résultats en termes de pourcentage volumique et non pas de pourcentage massique, tel que la granulométrie par tamisage. Étant donné que les particules étudiées ont probablement la même masse volumique, on peut poser l'hypothèse que le pourcentage volumique est équivalent au pourcentage massique.

Le granulomètre laser comporte un générateur d'ultrasons. Les ultrasons permettent de briser les agrégats des particules pour avoir une meilleure dispersion des particules fines. L'analyseur prend les mesures de granulométrie des particules chaque 23 s (durant l'exposition de l'échantillon à l'ultrason). Dans la présente recherche, les mesures de

granulométrie des particules ont été prises après 230 s d'exposition aux ultrasons. Cette durée a été choisie en fonction des résultats préliminaires de la granulométrie du kaolin.

Dans le but de détermination de la granulométrie du kaolin dans son état de dispersion absolu, une série de suspensions de kaolin a été préparée. La préparation des solutions de kaolin a été effectuée selon le protocole de Paumier (2007). Ce protocole permet de séparer les agrégats presque en totalité. On obtient donc la granulométrie du kaolin dans un état de dispersion absolu. Un volume de 1,1 mL d'une solution d'héxamétaphosphate de sodium ($(\text{Na PO}_3)_n$) d'une concentration de 10,2 % a été prélevé. Puis, le volume de $(\text{Na PO}_3)_n$ a été ajouté dans une suspension de kaolin d'une concentration de 1 g/L. Ensuite, la suspension de kaolin a été mise dans un bain ultrasonique (Ultrasonics Guantrex) pendant 1 min. Suite à cela, la solution a été homogénéisée dans un agitateur à hélice (VELP Scientifica DLH) à 50 rpm pendant 10 h. Ensuite la solution homogénéisée a été laissée à reposer pendant 14 h à 20 °C. Par la suite, les échantillons obtenus ont été analysés dans le granulomètre laser. Les résultats de la granulométrie du kaolin à l'état absolu sont présentés à la section 3.1.1.

CHAPITRE 3

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Dans un premier temps, les granulométries du sable et du kaolin sont présentées. Par la suite, les résultats des expériences avec des concentrations de kaolin de 250 et 750 mg/L sont présentés et discutés. Enfin, les résultats pour les deux concentrations sont comparés et une discussion globale des résultats est présentée.

3.1 Granulométries du kaolin et du sable

Avant la réalisation des premiers essais, les granulométries du sable et du kaolin ont dû être déterminées pour l'interprétation et la discussion des résultats.

3.1.1 Granulométrie du kaolin

Le tableau 3.1 montre les valeurs des paramètres D_{10} , D_{50} et D_{90} du kaolin pour des mesures de granulomètre laser prises pour différents temps d'exposition aux ultrasons. Selon ce tableau, les tailles représentatives diminuent dans le temps. Cette diminution traduit le bris des floes. Ces bris sont causés par l'augmentation du temps d'exposition aux ultrasons. Pour 1840 s d'exposition aux ultrasons, la taille médiane des particules passe de 8,41 μm à moins de 2,45 μm . Après 1840 s, les tailles représentatives du kaolin continuent à diminuer sous exposition aux ultrasons.

Le Tableau 3.2 présente plusieurs mesures successives des valeurs de D_{10} , D_{50} et D_{90} du kaolin à l'état de dispersion absolu. La mesure de la granulométrie du kaolin a été effectuée pendant 345 s d'exposition aux ultrasons. Le tableau montre une stabilité relative des tailles des particules à partir de 171 s. Ce résultat confirme que le kaolin forme peu d'agglomérats suite à l'application du protocole de Paumier (2007). La Figure 3.1 présente une moyenne des granulométries du kaolin obtenues pour l'état de dispersion absolu. Le coefficient

d'uniformité est de 4,73. La taille médiane des particules (D_{50}) est 2,81 μm . Le D_{10} et le D_{90} sont respectivement 0,72 et 11,49 μm . Le pourcentage des particules dont la taille est inférieure à 1 μm est de 23,5 %.

Tableau 3.1 Diamètres représentatifs des particules de kaolin en fonction du temps d'exposition aux ultrasons

Temps (s)	D_{10} (μm)	D_{50} (μm)	D_{90} (μm)
23	1,11	8,35	40,60
230	0,89	4,64	16,80
460	0,86	3,75	13,20
690	0,74	3,11	12,40
920	0,71	2,86	10,60
1150	0,69	2,63	9,93
1380	0,68	2,59	9,89
1610	0,67	2,50	9,80
1840	0,65	2,45	9,80

Tableau 3.2 Diamètres représentatifs des particules de kaolin à l'état de dispersion absolu dans le temps

Temps	D_{10}	D_{50}	D_{90}
23	0,79	3,40	13,9
92	0,73	2,92	11,7
171	0,71	2,75	11,1
230	0,70	2,63	10,4
299	0,70	2,62	10,8
345	0,87	2,72	10,3

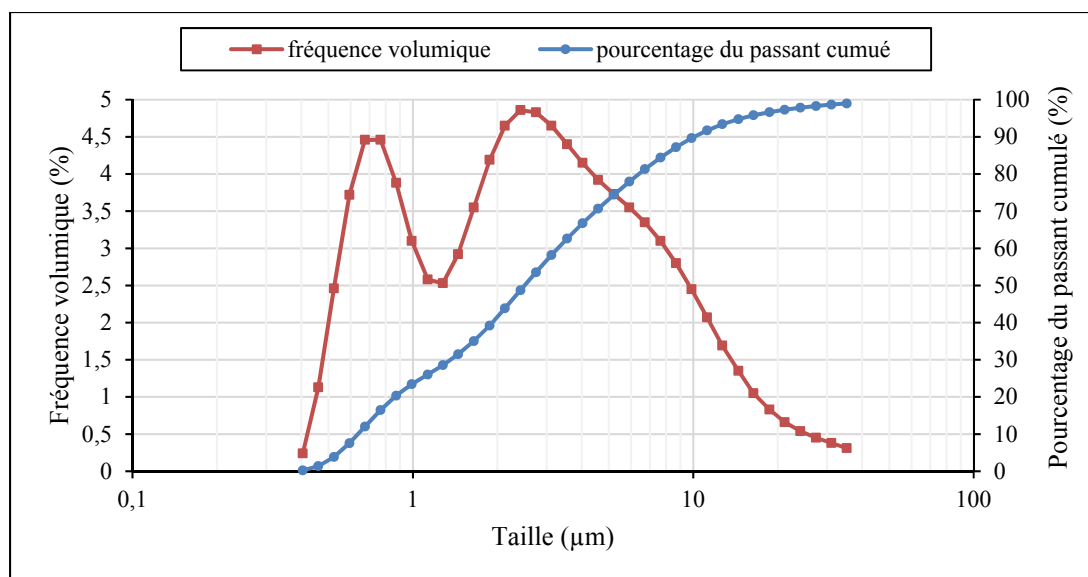


Figure 3.1 Courbes granulométriques des particules de kaolin à l'état de dispersion absolu

Des analyses des MES ont été effectuées sur des suspensions de kaolin. L'objectif était de déterminer la concentration initiale des MES dans les suspensions à filtrer et de valider les granulométries laser. En effet, la teneur en MES est directement liée au passant 1 μm du kaolin. Le solvant utilisé pour la préparation de ces suspensions est l'eau du robinet. Les concentrations en kaolin suivantes ont été utilisées pour les suspensions : 50; 100; 200 et 250 mg/L. Les résultats obtenus sont présentés à la Figure 3.2. La courbe de la concentration des suspensions en MES en fonction de la concentration du kaolin totale montre un coefficient de détermination de 99,92 %. Pour l'intervalle de concentration allant de 50 à 250 mg/L, le pourcentage de particules inférieures à 1 μm dans une suspension de kaolin est de 14,8 %. Ce résultat est inférieur au passant 1 μm qui a été obtenu avec le granulomètre laser pour le kaolin dans son état dispersé (23,5 %). Le kaolin dans l'eau du robinet n'est donc pas dans son état de dispersion absolu.

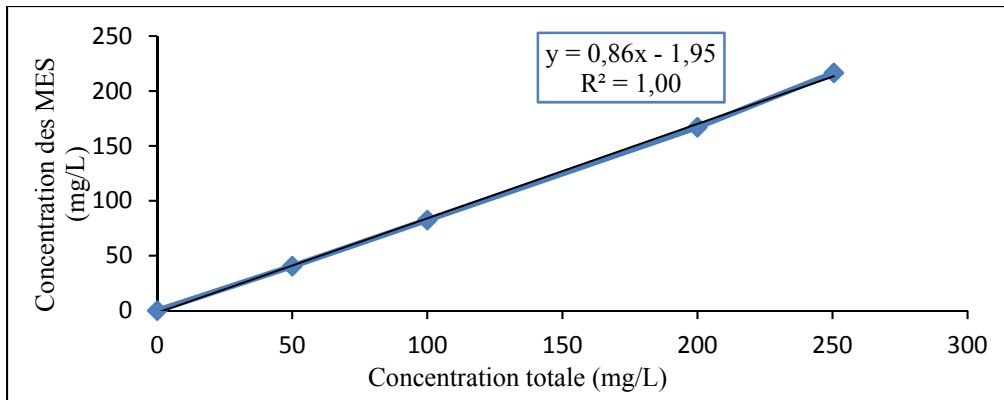


Figure 3.2 Concentrations des MES dans les suspensions de kaolin, en fonction des concentrations totales du kaolin

Selon Paumier (2007), les particules argileuses présentes dans l'eau ne sont pas forcément dans leur état de dispersion absolu. La figure 3.3 montre la granulométrie des particules de kaolin après 230 s d'ultrason. Pour cette durée d'exposition aux ultrasons, on constate que les particules de taille inférieure à 1 μm représentent 13 % du volume total, soit approximativement le pourcentage qui a été obtenu avec les MES. Par conséquent, il a été supposé qu'un temps d'exposition aux ultrasons de 230 s donne la granulométrie des particules dans leur état de dispersion naturelle. Pour faciliter la comparaison des granulométries du kaolin, toutes les mesures de granulomètre laser ont été prises après 230 s d'exposition aux ultrasons. Selon Robbe & Roger (1987), il est recommandé de prendre la mesure de la granulométrie des particules, après 4 min d'ultrason. Selon ces auteurs, cette durée permet de diminuer les tailles des particules du kaolin d'environ 12 %, ce qui était suffisant dans leur pratique. Dans le cas présent, cette durée d'ultrason permet de diminuer la taille médiane du kaolin d'environ 44 %. La différence de diminution des tailles des particules pour la même durée d'ultrason qui a été marqué entre la présente étude et l'étude de Robbe & Roger (1987) peut être expliquée par certains facteurs. Ces facteurs peuvent être l'intensité des ultrasons ou bien la vitesse d'agitation de l'échantillon dans la cuve du granulomètre laser.

Les tailles représentatives du kaolin dans son état naturel sont comme suit :

- $D_{10} : 0,900 \pm 0,003 \mu\text{m}$
- $D_{50} : 4,63 \pm 0,03 \mu\text{m}$
- $D_{90} : 16,80 \pm 0,06 \mu\text{m}$

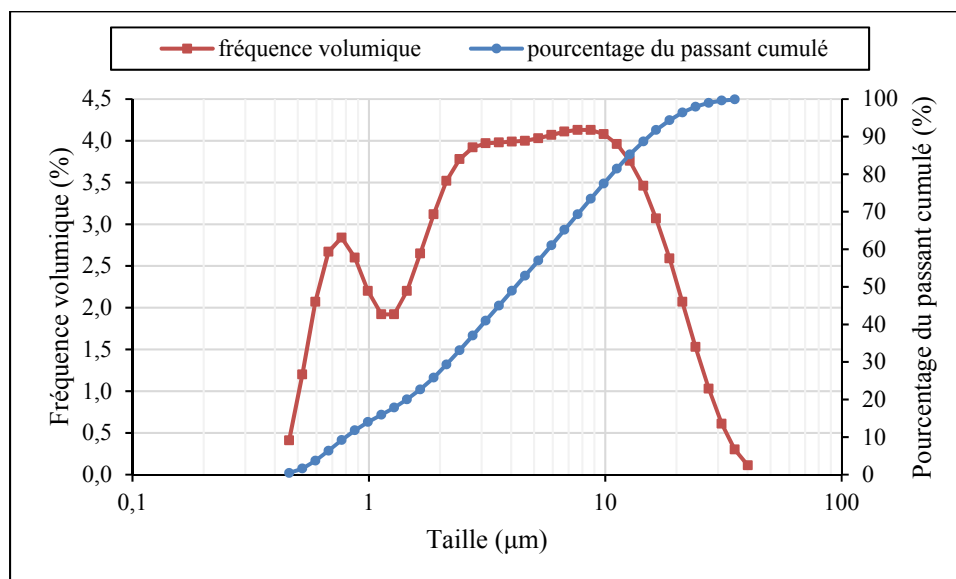


Figure 3.3 Courbe de pourcentage volumique des particules de kaolin, par classes de tailles; obtenu après 230 s d'exposition aux ultrasons

3.1.2 Granulométrie du sable

Des analyses granulométriques à diffraction laser ont été effectuées sur le sable. La figure 3.4 présente la courbe granulométrique en fréquence volumique, ainsi qu'en pourcentage du passant cumulé.

Les tailles effectives du sable sont comme suit :

- D_{10} : 158 μm
- D_{50} : 266 μm
- D_{60} : 270 μm
- D_{90} : 440 μm

Le coefficient d'uniformité est de 1,71, ce qui indique que la granulométrie du sable est uniforme.

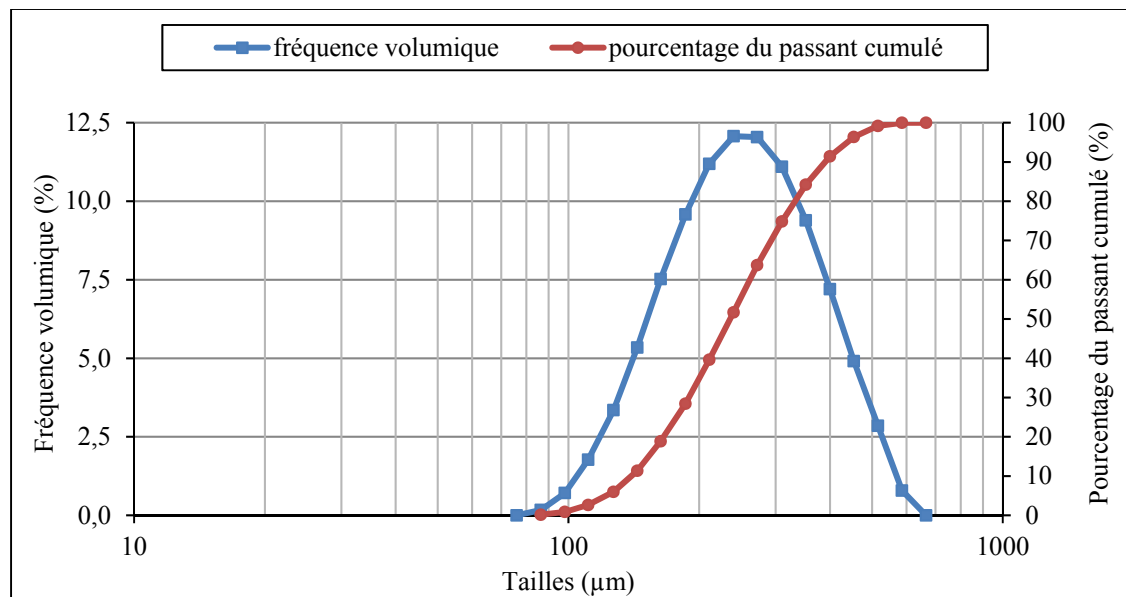


Figure 3.4 Courbes granulométriques du sable

3.2 Résultats de la série 250 mg/L

Les résultats suivants correspondent à la série d'essais avec une concentration de 250 mg/L de kaolin. La vitesse de balayage a été fixée à 0; 7,5; 13; 15; 27; 30; et 35 cm/s. Dans les figures et dans le texte, le symbole SB réfère au test sans balayage de surface. Les symboles VB-x, correspondent aux tests réalisés avec une vitesse de balayage de x cm/s (p. ex. VB-13 pour une vitesse de 13 cm/s).

3.2.1 Efficacité d'abattement des MES dans le temps

La figure 3.5 présente la variation de l'efficacité de rétention des MES en fonction du temps écoulé durant l'essai. Ces résultats ont été obtenus pour les effluents du pilote de filtration (eau à la sortie du filtre). Avant 4 cycles de filtration (entre les minutes 1 et 13), le test VB-13, a eu la meilleure efficacité. En effet, l'efficacité de l'essai VB-13 a augmenté de 92,6 à 95,3 %. L'efficacité des essais VB-7,5 et SB ont augmenté de 89,9 à 91,7 % et de 89 à 90,8 %, respectivement. Dans cet intervalle de temps, l'essai VB-7,5 était légèrement plus efficace que l'essai SB. Toutefois, après 5 cycles de filtration (minute 17), l'efficacité de l'essai SB augmente pour être approximativement égale à celle des essais VB-13 et VB-7,5, soit 93,7 %. Après 15 cycles de filtration (minute 50), l'essai VB-13 montre une efficacité de 99,7 %. Quant aux essais VB-7,5 et le SB, leur efficacité atteint 97,6 %. L'efficacité pour l'essai VB-30 est considérablement plus faible que celle des autres tests. En effet, son efficacité d'abattement des MES a atteint 80,1 % dans les premiers cycles de filtration, et 86,4 % après 15 cycles de filtration.

Dans les premiers cycles de filtration, le filtre est dans son état propre, alors que dans les derniers cycles de filtration, le filtre est colmaté. Selon la littérature (Benosman, 2012; Desjardins, 1990; James M. Montgomery Consulting Engineers, 1985), au début du cycle de filtration, la capture des particules s'améliore dans le temps. Ce phénomène serait dû aux collisions des particules mobiles avec des particules qui ont déjà été piégées par le filtre. Ces collisions donnent lieu au piégeage des particules en mouvement et elles améliorent l'efficacité du filtre.

L'amélioration de l'efficacité d'abattement des MES est observée principalement dans le cas du SB. Dans cet essai, les particules accumulées à la surface du filtre forment un gâteau. Il semble que ce gâteau de particules favorise la rétention des MES.

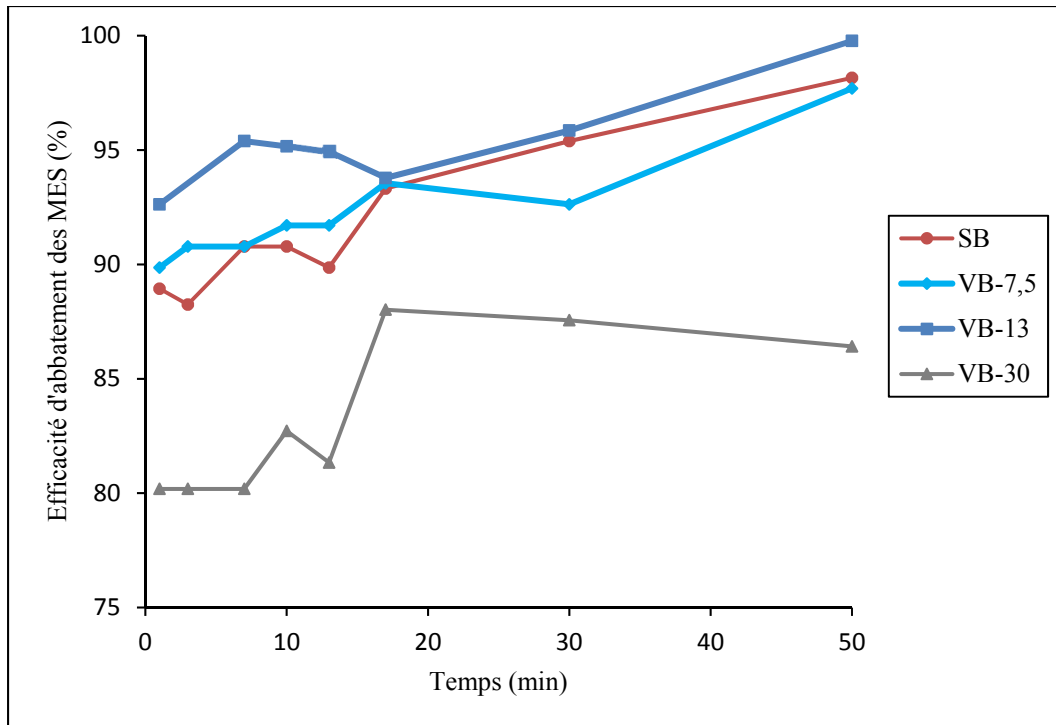


Figure 3.5 Efficacité d'abattement des MES dans le temps pour différentes vitesses de balayage

3.2.2 Évolution de la turbidité

La figure 3.6 montre l'évolution de la turbidité dans l'effluent au cours du temps. Dans la première minute de filtration, La turbidité diminue de 185 UTN dans l'eau brute à 65 UTN dans l'effluent du SB et 87 UTN dans l'effluent VB-30. L'abattement de la turbidité dans la première minute était donc entre 53 % (pour l'essai VB-30) et 65 % (pour l'essai SB). Entre 0 et 8 min (durant les cycles 1 et 2), les turbidités sont plus variables. Des pics de turbidité peuvent être observés. Après, la turbidité diminue progressivement. L'essai SB a mené à la turbidité la plus faible soit un abattement de 86 %. Les courbes de turbidité montrent une proportionnalité entre la turbidité et la vitesse de balayage : plus la vitesse de balayage est élevée, plus la turbidité augmente.

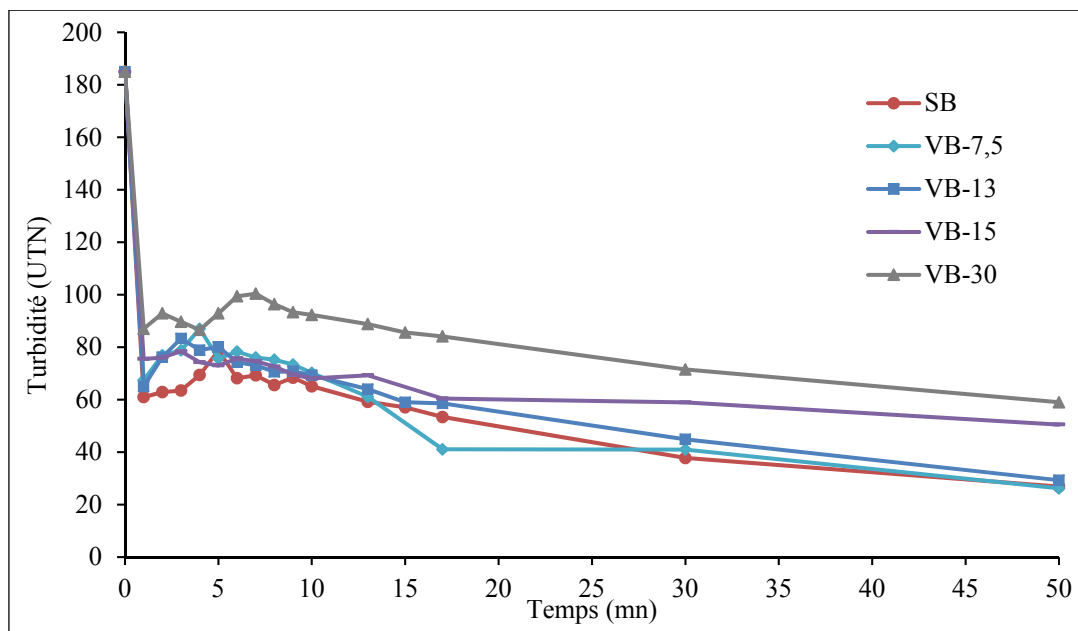


Figure 3.6 Évolution de la turbidité des échantillons des effluents de filtration, dans le temps

Au début du test, le filtre passe par l'étape de maturité (*ripening*) (voir section 1.3.1) Dans cette étape les pores sont vides, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas occupés par des particules colloïdales. Selon la littérature, les particules colloïdales retenues dans les pores peuvent contribuer à la rétention des particules mobiles. Lorsque les pores sont dépourvus de ces particules colloïdales, une partie des particules mobiles passe facilement par les pores. La variabilité de la turbidité au début des tests revient donc à l'apparition de ces particules mobiles dans l'effluent durant les premiers temps de filtration.

Thollet et al. (2013) ont étudié la relation entre la turbidité et la concentration des particules selon la granulométrie des particules. Des sédiments de granulométrie allant de 9 à 47 μm ont été utilisés. Ils ont constaté que pour des particules de même granulométrie, la turbidité est proportionnelle aux MES. Leurs résultats pour des solutions de même concentration, mais de granulométries différentes montraient des écarts. Ils ont conclu que la turbidité était inversement proportionnelle avec la granulométrie des particules. Selon Elimelech et al. (2013), cette proportionnalité inverse entre les tailles des particules et la turbidité s'applique

généralement pour des particules dont la taille est supérieure à 1 μm . En-dessous de 1 μm , les la turbidité est plutôt proportionnelle à la taille des particules.

Comme la granulométrie du kaolin utilisé est relativement étalée, la turbidité n'est pas directement reliée à la concentration. Il est possible que la taille des particules contenues dans les effluents diminue quand le balayage augmente. Il en résulte que l'efficacité de rétention des particules ne peut pas être indiquée par la turbidité.

3.2.3 Efficacité d'abattement du kaolin total

L'efficacité d'abattement du kaolin total a été estimée par les masses de kaolin retenues dans le filtre à la fin du test. La figure 3.7 montre l'efficacité d'abattement du kaolin total en fonction de VB. La rétention des particules pour les essais avec de faibles vitesses d'agitation (VB-7,5 et VB-13) a été plus efficace (entre 85 et 100 %) que pour l'essai SB (environ 80 %). Ce sont les valeurs de VB les plus faibles (VB-7,5 et VB-13) qui ont maximisé la rétention du kaolin (95 et 99 %, respectivement). Lorsque la vitesse dépasse 13 cm/s, l'efficacité de rétention du kaolin total diminue, pour arriver à 74 et 73 % à VB-27 et VB-30, respectivement. L'efficacité de rétention du kaolin dans le test VB-15 diminue par rapport au test VB-13, soit une efficacité de 86 %. Il est possible que ce résultat revienne à une erreur de manipulation. Étant donné que les essais n'ont pas été répétés, les marges d'incertitudes ne sont pas connues.

Une comparaison des figures 3.5 et 3.7 montre que l'efficacité d'abattement des MES est plus élevée que celle du kaolin total. Cet écart est dû à la rétention plus importante des particules dont le diamètre est supérieur à 1 μm . La comparaison de ces figures montre aussi que l'écart entre l'efficacité totale et l'efficacité pour les MES est plus grand pour l'essai SB. Cette observation implique que l'essai sans balayage retient moins bien les petites particules.

Ces résultats montrent que l'efficacité de rétention du filtre est influencée par la vitesse de balayage. En effet, à des faibles vitesses (moins de 15 cm/s), le balayage de surface augmente

la rétention des particules dans le filtre. À une VB de 13 cm/s, la rétention des particules dans le filtre peut être augmentée jusqu'à 20 %. Par contre, la rétention des particules est diminuée quand VB est très élevée. En effet, à des vitesses de balayage allant jusqu'à 30 cm/s, l'efficacité de rétention peut être diminuée jusqu'à 9 %.

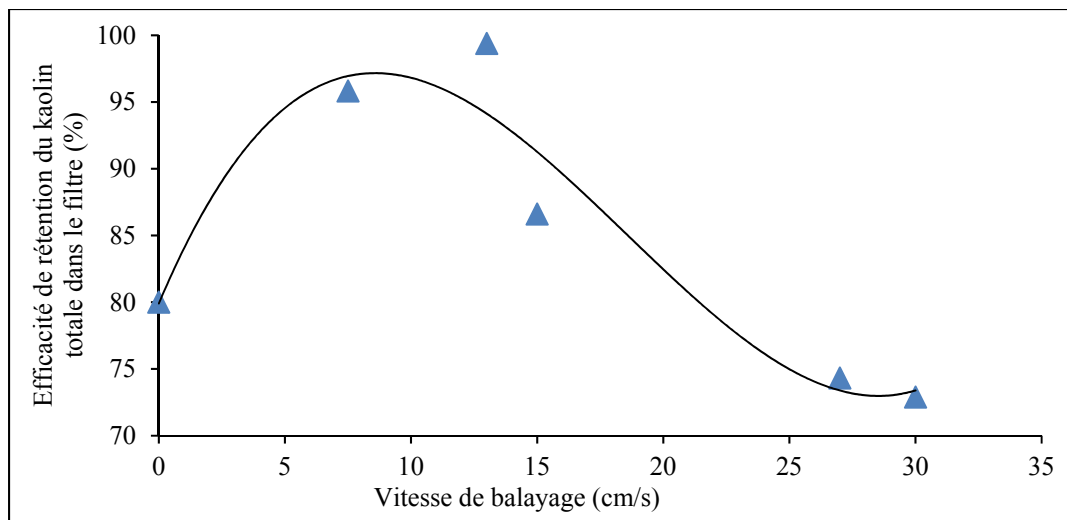


Figure 3.7 Efficacité pour la rétention du kaolin total dans le filtre en fonction de VB

3.2.4 Profil de capture du kaolin le long du filtre

La figure 3.8 montre les profils de capture du kaolin le long du filtre pour les différents tests. Pour tous les tests, il a été observé que les particules de kaolin se retrouvent surtout à la surface du filtre. Le piégeage des particules plus en profondeur dans le filtre a été moins important. Selon les profils de teneur en kaolin dans le filtre, deux zones de capture peuvent être définies :

- Piégeage à la surface du filtre (environ 1,3 cm d'épaisseur)
Pour les tests VB-27 et VB-30, une réduction de la quantité de particules à la surface du filtre a été observée par rapport à l'essai SB. Quant aux essais VB-7,5 et VB-13, la teneur en kaolin à la surface du filtre est plus importante que pour l'essai SB.
- Piégeage dans les couches plus profondes (de 1,3 à 20 cm de profondeur)

Pour les tests VB-27 et VB-30, la teneur en kaolin en profondeur est similaire à celle qui a été observée dans le test SB. Quant aux tests VB-7,5 et VB-13, la teneur en kaolin en profondeur est plus importante que pour les autres tests.

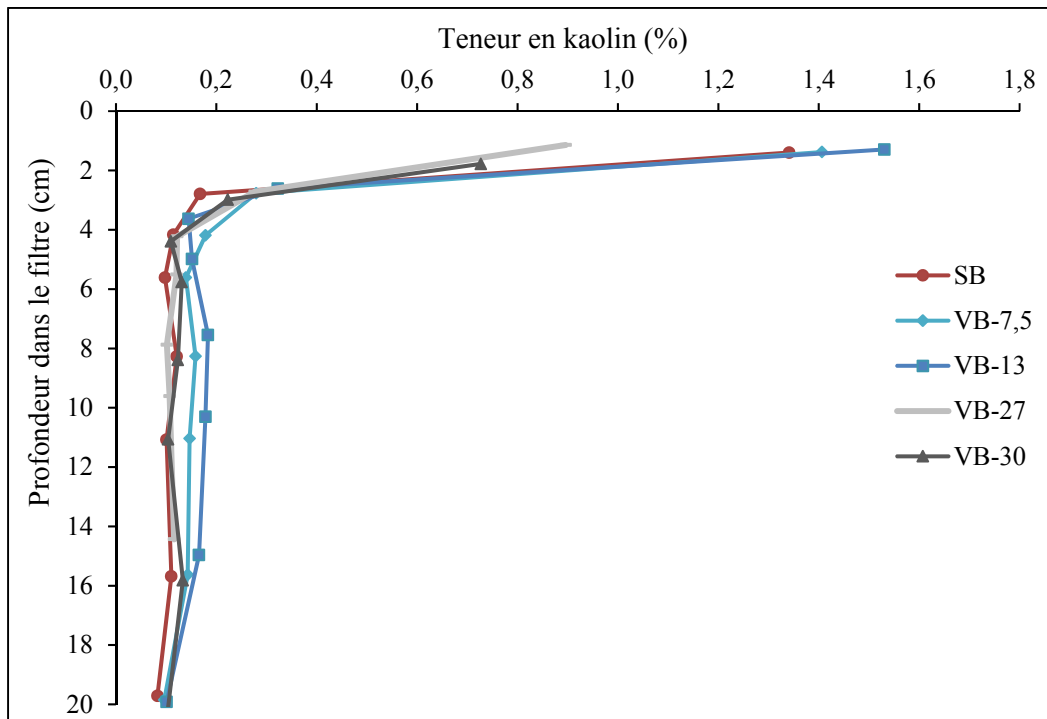


Figure 3.8 Teneurs en kaolin au long du filtre

Les résultats observés pour le profil de piégeage du kaolin le long du filtre et l'efficacité de rétention du kaolin permettent de tirer certaines conclusions. En effet, l'augmentation de l'efficacité de rétention pour les faibles VB (figures 3.5 et 3.7) est liée à une augmentation de la rétention des particules à la surface du filtre, ainsi qu'en profondeur (figure 3.8). Pour les grandes vitesses de balayage, la diminution de l'efficacité de rétention est liée à une diminution de la rétention des particules à la surface du filtre et en profondeur. À ces vitesses de balayage, une légère érosion de la surface du sable a été observée. Il est possible que l'entraînement du sable remobilise certaines particules de kaolin qui seraient normalement piégées dans les pores situés près de la surface du filtre. Dans le cas des faibles vitesses de balayage, aucune érosion du sable n'a été observée à la surface du filtre.

Le rapport entre la masse du kaolin retenue à la surface du média et la masse totale du kaolin qui a été retenue dans tout le filtre a été calculé. Le symbole α sera utilisé pour représenter ce rapport dans la suite du mémoire. La figure 3.9 montre les valeurs de α pour chaque test. On constate que la valeur du paramètre α tend à diminuer avec la vitesse de balayage. Il a été observé que le plus grand taux de rétention à la surface par rapport à la rétention totale a été obtenu dans le test SB, soit 48 %. Le rapport α a diminué pour les faibles vitesses de balayage, soit 42, 40 et 43 % pour les tests VB-7,5, VB-13 et VB-15 respectivement. Pour les vitesses plus élevées, le rapport α est plus faible, soit 27 et 25 % pour VB-27 et VB-30 respectivement. Ces résultats montrent que les vitesses de balayage plus élevées tendent à solliciter davantage le filtre sous la surface.

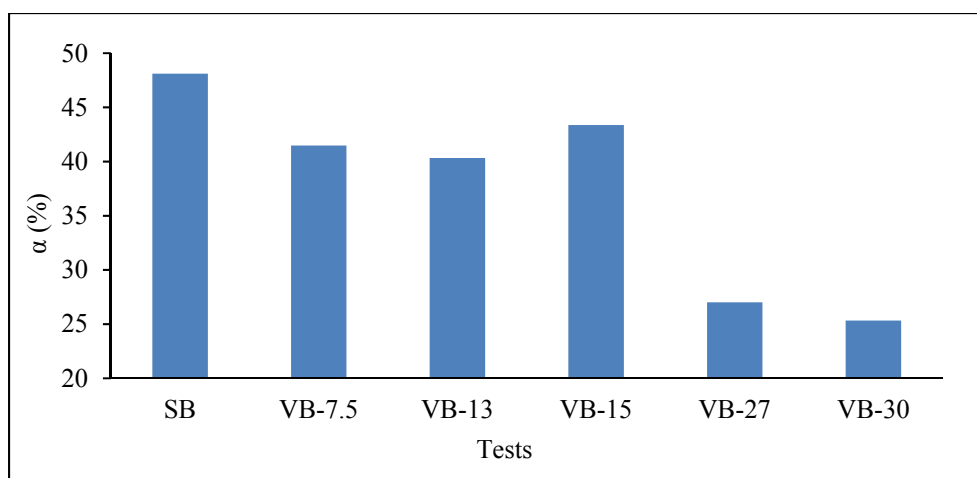


Figure 3.9 Taux de rétention du kaolin à la surface par rapport à la rétention totale en fonction de VB

3.2.5 Granulométrie des particules retenues dans le filtre

Le tableau 3.3 présente les valeurs de D_{50} pour le kaolin piégé dans le filtre à différentes profondeurs. Les tailles médianes varient peu avec la profondeur pour un essai donné. Une légère différence peut toutefois être observée entre le D_{50} des particules dans la surface du filtre et dans les couches profondes. Le D_{50} des particules dans la surface du filtre varie entre 4,4 et 5,8 μm . Dans les couches profondes, ce paramètre varie entre 3,6 et 5,4 μm .

Il est possible que les tailles médianes des particules dans les couches profondes soient surestimées. Cette surestimation proviendrait des faibles teneurs en kaolin dans les eaux de lavages. Pour ces faibles teneurs en kaolin, la présence des impuretés du sable (particules inférieures à 80 μm) peut fausser la granulométrie du kaolin.

Tableau 3.3 Valeurs des D_{50} des particules retenues dans chaque couche de sable; résultats obtenus après 230 s d'exposition aux ultrasons. Les résultats sont en μm

Profondeur dans le filtre (cm)	SB	VB-7,5	VB-13	VB-15	VB-27	VB-30
De 0 à 1,3 (surface)	4,8	5,3	5,8	5,1	4,4	4,4
De 1,3 à 2,5	4,8	4,9	4,8	5,0	5,0	4,5
De 2,5 à 4	3,9	4,7	4,3	4,8	4,7	4,6
De 4 à 5	4,5	4,5	4,1	5,4	4,4	4,5
De 5 à 7,5	4,4	4,1	3,9	4,7	3,9	3,6
De 7,5 à 10	3,9	3,9	3,6	5,0	4,1	4,3
De 10 à 15	3,8	3,7	3,7	4,5	3,6	4,9
De 15 à 20	3,9	4,0	4,1	5,5	3,7	4,0

Les particules analysées par granulométrie laser ont subi une dispersion partielle à l'aide d'ultrasons. Les diamètres médians obtenus avant et après la dispersion diffèrent. Le tableau 3.4 présente le rapport entre les valeurs de D_{50} obtenues avant et après la dispersion par ultrasons. Les résultats qui sont présentés dans ce tableau correspondent à la surface du filtre, ainsi qu'aux deux couches sous-jacentes. Pour la surface du filtre, le D_{50} des particules à l'état aggloméré est de 1,5 à 1,7 fois supérieure au D_{50} à l'état dispersé. Sous la surface, les ultrasons ont moins d'influence sur le D_{50} et ce facteur varie entre 1,1 et 1,2. L'agglomération des particules retenues à la surface du filtre est donc plus importante que celle des particules retenues en profondeur. L'agglomération des particules peut revenir à l'accumulation des particules dans un site de rétention. Cette accumulation pourrait être plus importante à la surface du filtre. Il est aussi possible que les particules agglomérées aient plus de difficulté à pénétrer dans le filtre.

Tableau 3.4 Rapports entre les D_{50} obtenus avant et après la dispersion des particules
(nombre sans dimension)

profondeur dans le filtre (cm)	SB	VB-7,5	VB-13	VB-15	VB-27	VB-30
De 0 à 1,3 (surface)	1,7	1,7	1,6	1,5	1,7	1,5
De 1,3 à 2,5	1,1	1,1	1,2	1,1	1,2	1,2
De 2,5 à 4	1,2	1,2	1,2	1,1	1,2	1,1

La figure 3.10 montre la relation entre le D_{50} du kaolin retenu à la surface du filtre et VB après exposition à 4 minutes d'ultrasons. En absence de balayage, la taille médiane des particules est près de $4,8 \mu\text{m}$. Quand VB est élevée, le D_{50} est relativement faible par rapport à celui du SB, soit $4,4$ et $4,3 \mu\text{m}$ pour VB-27 et VB-30 respectivement. Par ailleurs, les faibles vitesses de balayage montrent des tailles médianes des particules légèrement plus élevées que celles de l'essai SB. La valeur de D_{50} la plus importante a été obtenue pour l'essai VB-13, soit $5,8 \mu\text{m}$.

La figure 3.11 représente les courbes granulométriques du kaolin retenu dans la surface du filtre, correspondants aux tests SB, VB-7,5 et VB-13. Les courbes granulométriques qui correspondent aux faibles vitesses d'agitation (VB-7,5 et VB-13) montrent une granulométrie plus étalée entre 7 à $20 \mu\text{m}$. Dans le cas de VB-13, la courbe granulométrique montre un pic pour des tailles entre 6 et $8 \mu\text{m}$.

La figure 3.12 représente la granulométrie du kaolin retenu dans la surface du filtre, pour les tests SB, VB-27 et VB-30. Cette figure montre que les grandes vitesses de balayage résultent en un pourcentage de particules inférieures à $1 \mu\text{m}$ plus élevé que l'essai SB. Cependant, les particules de 5 à $16 \mu\text{m}$ sont moins présentes dans la plus grande vitesse (VB-30) par rapport à l'essai sans balayage et l'essai VB-27.

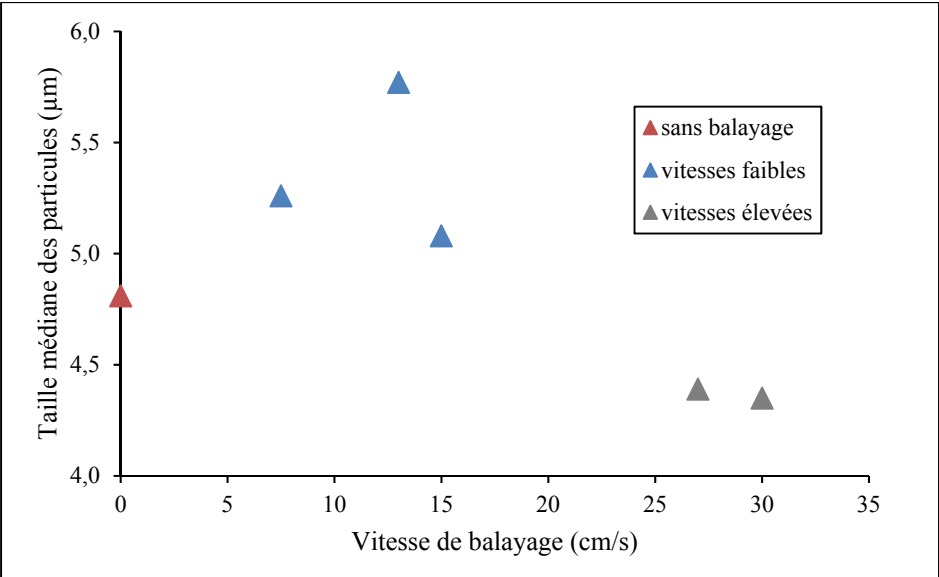


Figure 3.10 Taille médiane des particules retenues à la surface du filtre en fonction des vitesses de balayage correspondante

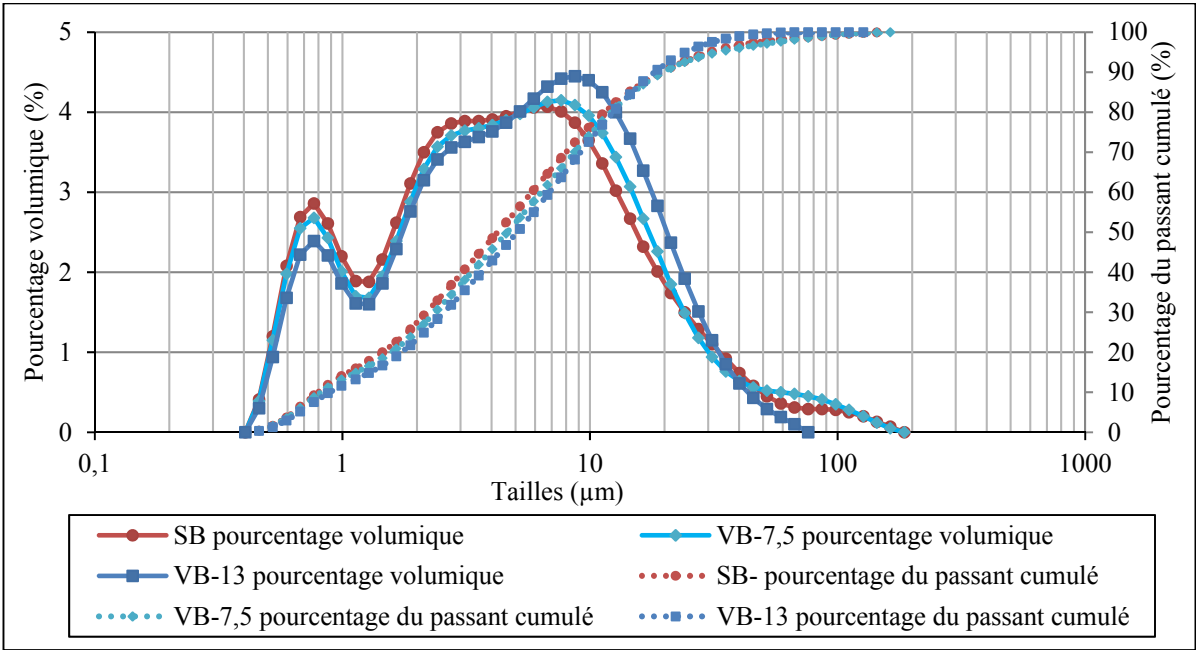


Figure 3.11 Comparaison entre les granulométries des particules retenues dans la surface du filtre pour le SB et les vitesses de balayage faibles

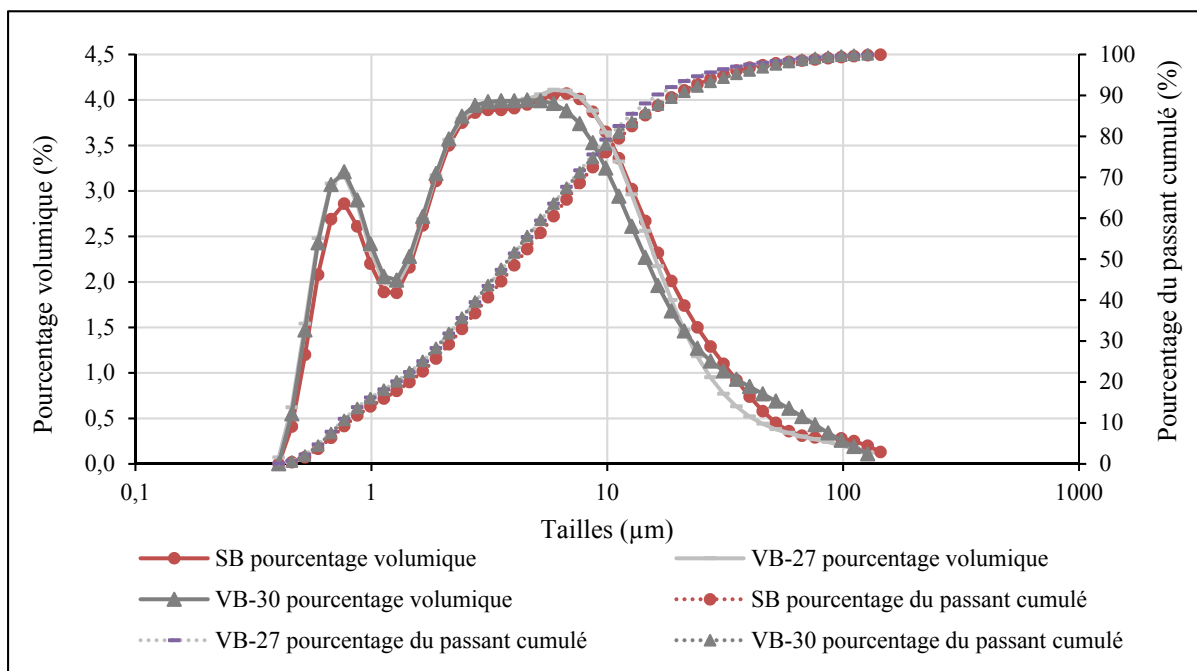


Figure 3.12 Comparaison entre les granulométries des particules retenues dans la surface du filtre pour le SB et les vitesses de balayage élevées

Les résultats montrent que pour des vitesses de balayage faibles, les grosses particules (taille supérieure à 5 µm) sont d'avantage retenues à la surface du filtre. Au contraire, dans le cas des fortes vitesses de balayage, les grosses particules sont moins retenues à la surface.

Une hypothèse peut être formulée concernant la différence observée dans les tailles des particules retenues à la surface du filtre. Quand les vitesses de balayage sont très élevées, il est possible que les agrégats de kaolin soient détruits par les forces de cisaillement. Les particules sont plus petites et se rendent plus loin dans le filtre. Quand les vitesses de balayage sont faibles, les collisions entre les particules de kaolin peuvent favoriser leurs agglomérations. Il se peut donc que des agrégats de kaolin puissent se former à la surface du filtre. Lorsque les tailles des agrégats de kaolin sont augmentées, ceci facilite leurs rétentions à la surface du filtre. Avec les vitesses de balayage modérées, les agrégats ne sont pas brisés ou altérés, entre temps la formation d'un gâteau est altérée. Pour l'essai sans balayage, le

gâteau observé à la surface ne brise pas les floccs, mais il filtre certaines petites particules, ce qui diminue la taille médiane et augmente l'étalement de la granulométrie.

Dans les premiers cycles de filtration, la concentration des MES dans les effluents pour le SB était plus élevée que celles du VB-13 et VB-7,5 (voire section 3.2.1). À l'opposé, les turbidités des tests du VB-13 et VB-7,5 étaient plus élevées que celles du test SB. Il est donc probable que les tailles des particules contenues dans les effluents des tests de faibles balayages soient plus petites que celles du test SB. D'un autre côté, les tailles des particules retenues dans la surface du filtre pour les tests VB-13 et VB-7,5 ont été légèrement plus grandes que celles du test SB. Ce résultat peut être expliqué par le fait que les grosses particules soient retenues plus rapidement dans le cas des faibles vitesses. Il est possible donc que les particules plus fines soit d'avantage présente dans les effluents des faibles vitesses.

3.2.6 Perte de charge

La figure 3.13 montre la relation entre l'augmentation de la perte de charge et l'efficacité de rétention du kaolin.. L'augmentation de la perte de charge est définie comme la différence entre la perte de charge dans le filtre à la fin de l'essai et celle qui est mesurée au début de l'essai quand le filtre est propre. La figure montre une proportionnalité entre l'augmentation de la perte de charge et l'efficacité de rétention. Le coefficient de détermination pour la relation entre l'augmentation de la perte de charge et l'efficacité de rétention du kaolin dans le filtre est de 0,98. La perte de charge dépend donc de la teneur en kaolin dans le filtre. En effet, plus la capture dans le filtre est importante, plus la perte de charge est élevée.

Selon la figure 3.14, dans le cas des vitesses de balayage élevées, l'augmentation de la perte de charge était plus faible que pour l'essai SB. En effet, la perte de charge a augmenté de 3,66 m pour l'essai SB alors qu'elle a augmenté de 3,05 m dans le cas des faibles vitesses. Par conséquent, dans l'ordre de ces vitesses de balayage, la perte de charge est diminuée. Cette baisse de perte de charge revient à la diminution de capture du kaolin dans filtre. Pour les faibles vitesses, les pertes de charge différentielles étaient légèrement plus élevées que le

SB. En effet, les pertes de charge différentielles ont été autour de 4,27 m dans le cas des faibles vitesses. Le balayage dans cet intervalle de vitesse n'était pas donc efficace dans la diminution des pertes de charge, par rapport au SB. La hausse de la perte de charge est due à l'augmentation de capture des particules de kaolin dans le filtre, notamment dans la surface du filtre.

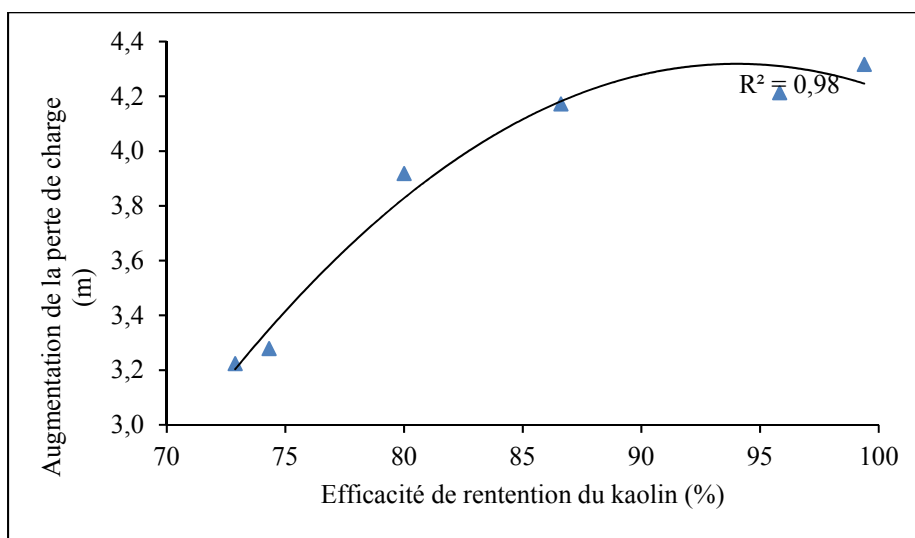


Figure 3.13 Augmentation de la perte de charge en fonction de l'efficacité de rétention du kaolin dans le filtre

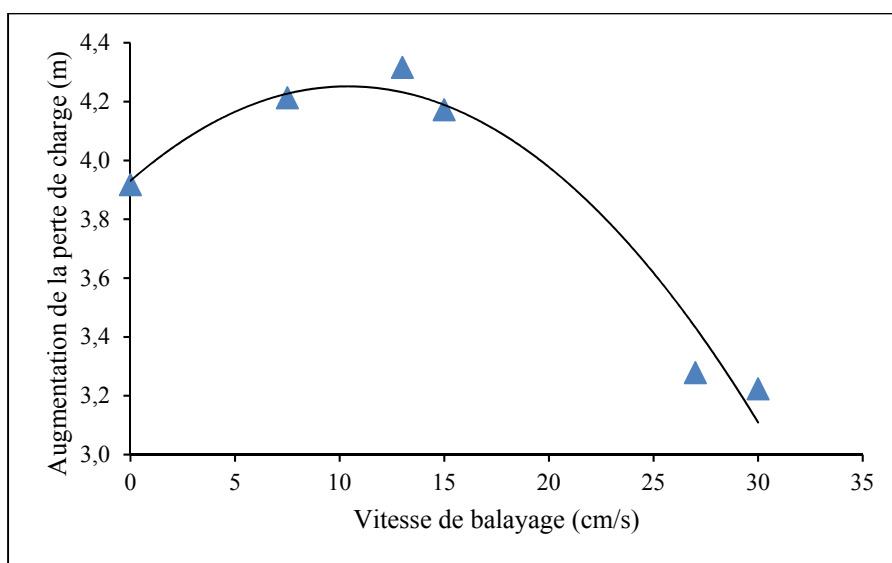


Figure 3.14 Augmentation de la perte de charge en fonction de VB

3.3 Série 750 mg/L

Les résultats suivants correspondent à la série d'essais réalisés avec des concentrations de 750 mg/L. Les vitesses de balayage suivantes ont été utilisées : 0; 13; 25 et 30 cm/s.

3.3.1 Évolution de la turbidité

Afin d'effectuer des mesures de turbidité, les échantillons ont dû être dilués 6 fois avec de l'eau distillée. La figure 3.15 montre que durant la minute 1, la turbidité a été diminuée de 550 UTN dans l'eau brute à environ 300 UTN dans les effluents. L'abattement de la turbidité dans les effluents durant la minute 1 a été donc 45 %. Comme c'était le cas avec la série 250 mg/L, durant les cycles 1 et 2 (entre 0 et 8 min), la turbidité varie. Pour les cycles suivants, la turbidité tend à diminuer pour tous les tests. Tel que mentionné à la section 3.2.2 cette variabilité revient au passage direct des particules à travers le filtre et leur apparition dans l'effluent. Contrairement aux essais avec une concentration de 250 mg/L, les vitesses de balayage élevées (VB-25 et VB-30) ne mènent pas à des valeurs de turbidité qui sont plus élevées que les vitesses de balayage plus faibles. L'abattement des turbidités des effluents à la fin des tests est autour de 75 %.

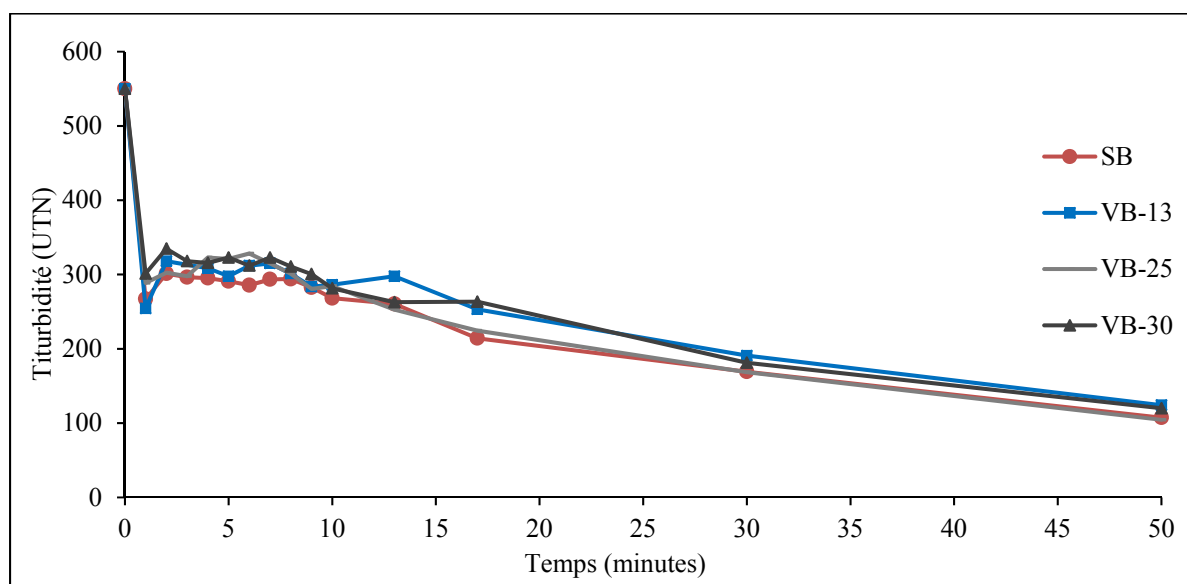


Figure 3.15 Évolution de la turbidité des effluents au cours du temps (750 mg/L)

3.3.2 Efficacité d'abattement du kaolin totale

La figure 3.16 présente l'efficacité d'abattement du kaolin totale dans l'effluent pour certains cycles de filtration et pour les quatre vitesses de balayage. Pour toutes les vitesses de balayage, l'efficacité d'abattement du kaolin augmente avec les cycles de filtration. Dans le cycle 1, les tests réalisés avec un balayage de surface présentaient une efficacité légèrement plus élevée que celle du test SB. Après 5 cycles de filtration, l'efficacité des tests VB-25 et VB-30 étaient plus élevées de 4 % par rapport aux essais SB et VB-13 qui étaient autour de 84 %. Entre les cycles 5 et 14, l'efficacité du test SB a augmenté pour atteindre presque la même efficacité que les essais avec balayage, soit autour de 94 %.

Comme l'essai de filtration est réalisé en circuit fermé, la concentration totale de kaolin dans le réservoir à la fin de l'essai peut être utilisée pour déterminer l'efficacité moyenne du filtre durant les 14 cycles de filtration (figure 3.16). À la fin de l'essai, la concentration en kaolin total de l'eau du réservoir était encore plus élevée que la concentration dans les effluents. L'efficacité d'abattement du kaolin qui est calculée avec la concentration du réservoir était plus élevée pour les tests VB-25 et VB-30, soit autour de 93 %. L'efficacité moyenne pour les tests SB et VB-13 étaient environ 89 %.

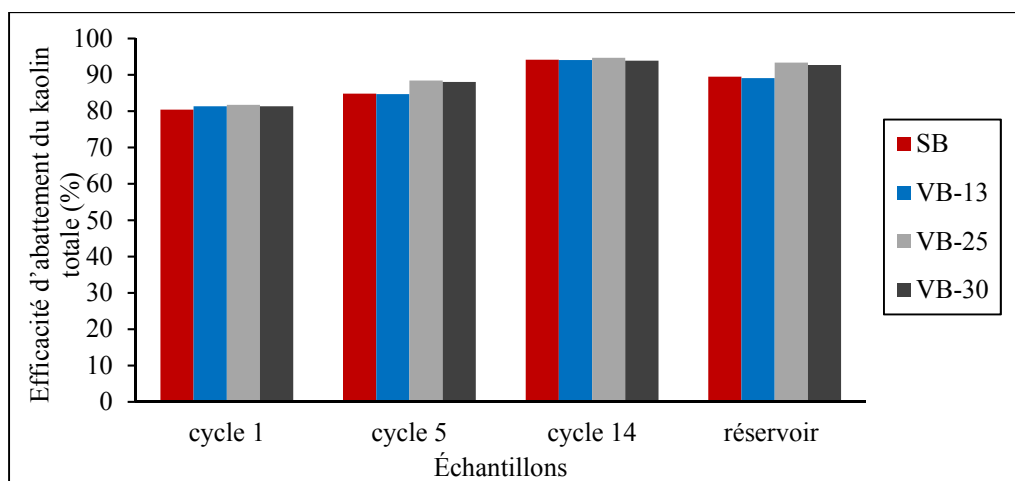


Figure 3.16 Efficacités d'abattement du kaolin total dans des effluents prélevés dans quelques cycles, ainsi que dans le réservoir à la fin du test

Par conséquent, pour une concentration de kaolin de 750 mg/L, quand le filtre est propre, l'efficacité du filtre est peu influencée par le balayage. Après quelques cycles de filtration, le filtre est plus performant pour des vitesses de balayage autour de 25 cm/s. Avec le colmatage du filtre, l'efficacité du filtre SB augmente.

3.3.3 Profil de capture du kaolin le long du filtre

Les profils de capture du kaolin dans le filtre pour chaque essai sont présentés à la figure 3.17. À la surface du filtre, les teneurs en kaolin pour les essais SB et VB-13 sont plus élevées (3,6 % pour SB et VB-13). Des teneurs de kaolin à la surface du filtre de 3,1 % et 3,0 % ont été obtenues pour les essais VB-25 et VB-30. En profondeur, les teneurs en kaolin sont plus élevées pour les essais VB-25 et VB-30. La capture du kaolin le long du filtre pour l'essai VB-13 est similaire à celle qui a été obtenue pour l'essai SB. Par conséquent, l'influence du balayage de surface sur la capture du kaolin au long du filtre est presque négligeable quand la vitesse est autour de 13 cm/s. Au contraire, une vitesse de balayage de 25 ou 30 cm/s diminue la capture en surface et l'augmente en profondeur pour une concentration en kaolin de 750 mg/L.

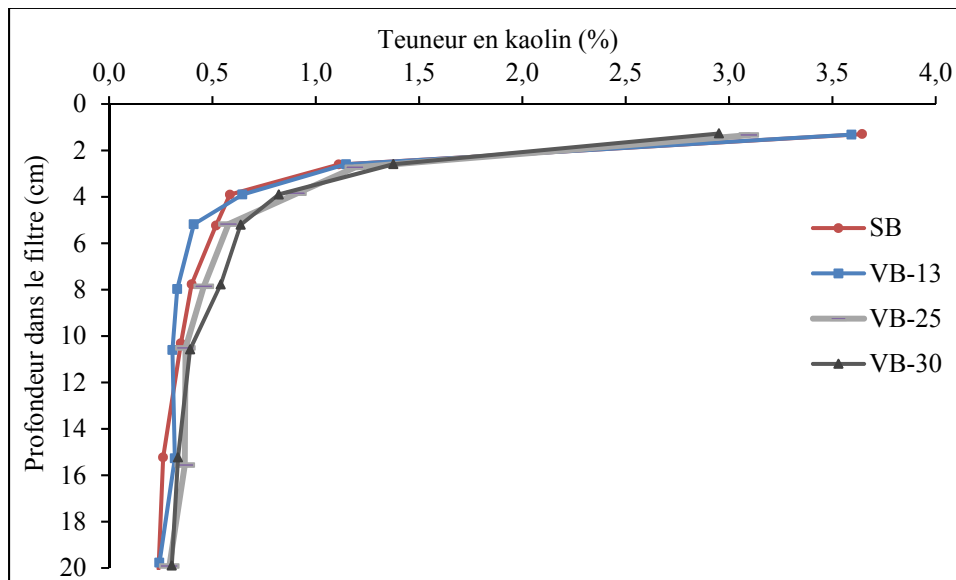


Figure 3.17 Profils de capture du kaolin au long du filtre (750 mg/L)

3.3.4 Perte de charge en fonction de la rétention du kaolin dans le filtre

Selon la figure 3.18, l'augmentation de la perte de charge pour les essais VB-25 et VB-30 a été plus élevée que celles des essais SB et VB-13. En effet, la perte de charge a été augmentée de 8,2 m pour l'essai SB et de 9,8 m pour les vitesses de balayage de 25 et 30 cm/s. La figure 3.18 montre aussi une proportionnalité entre l'efficacité de rétention et la perte de charge. En effet, quand l'efficacité augmente de 7 %, la perte de charge augmente de 18 %. On peut rappeler que le colmatage de la surface du filtre a été réduit pour les essais VB-25 et VB-30 par rapport à l'essai SB (figure 3.17). La perte de charge a été donc contrôlée par la teneur en kaolin globale du filtre, pas seulement la teneur à la surface du filtre.

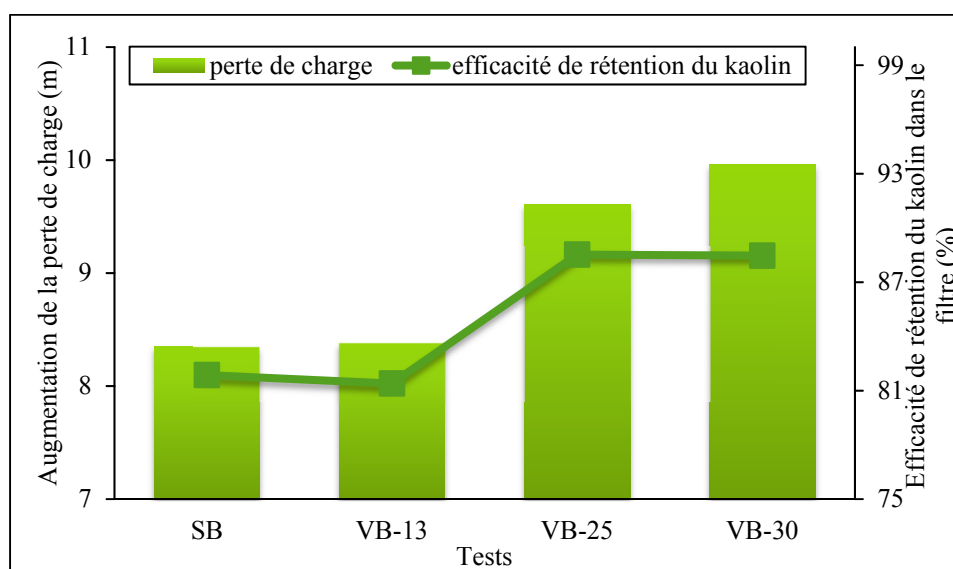


Figure 3.18 Augmentation de la perte de charge et efficacité de rétention du kaolin dans le filtre pour chaque test (750 mg/L)

3.3.5 Granulométrie des particules retenues dans le filtre

Selon le tableau 3.5, la taille des particules retenues à la surface du filtre est plus grande que la taille des particules qui ont été retenues plus en profondeur dans le filtre. Selon les courbes granulométriques de la figure 3.19, il a été observé que plus la couche de sable est profonde, moins elle contient de particules de grandes particules de kaolin ou de floc dont la taille varie

entre 7 et 35 μm . Par conséquent, les particules de plus que 7 μm ont moins tendance à pénétrer dans le filtre. Les granulométries du kaolin pour les couches profondes présentent certains pics entre 20 et 100 μm . Ces pics sont reliés à la présence d'impuretés en provenance du sable en raison de la faible concentration de kaolin, comme c'était le cas avec la série d'essais avec 250 mg/L de kaolin.

Selon le tableau 3.5, l'influence de la vitesse de balayage sur la valeur de D_{50} est surtout manifeste pour la surface du filtre. À ce niveau, les D_{50} correspondants aux essais SB et VB-13 sont presque égaux (autour de 4 μm). Pour les essais VB-25 et VB-30, la taille des particules est plus élevée, soit respectivement 5,0 et 4,2 μm . Les D_{50} des particules retenues à la surface du filtre pour les tests VB-25 et VB-30 sont donc plus grands que ceux qui correspondent aux tests SB et VB-13 par environ 1 μm . Selon la figure 3.20, la courbe granulométrique pour le kaolin à la surface du filtre pour l'essai VB-25 était légèrement plus étalée que celle qui correspond au test SB. Cet étalement correspond aux particules dont la taille est supérieure à 10 μm .

Tableau 3.5 Valeurs des D_{50} des particules retenues dans chaque couche de sable. L'unité de mesure est le micromètre (μm)

Profondeur dans le filtre (cm)	SB	VB-13	VB-25	VB-30
0 (surface)	4,3	4,2	5,2	5,0
7,5	3,9	3,9	3,8	3,6
17,5	3,5	3,7	3,5	3,4
20	3,6	4,0	3,7	3,5

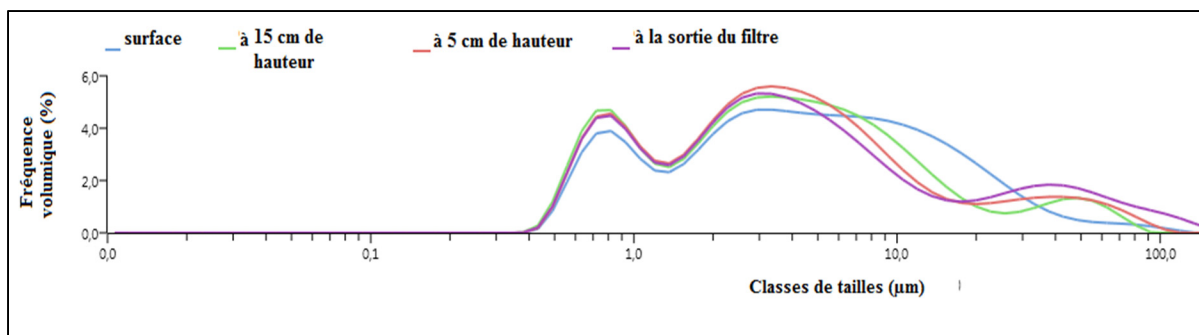


Figure 3.19 Granulométrie du kaolin retenu dans les différentes couches, pour le test SB
Résultats obtenus par granulométrie laser

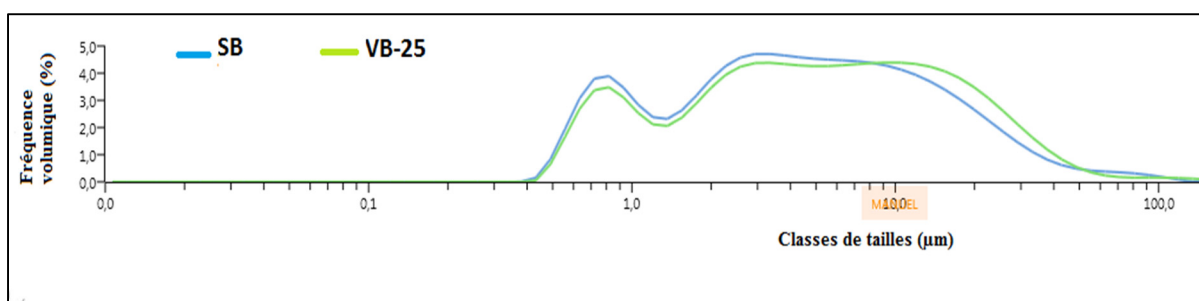


Figure 3.20 Granulométrie du kaolin retenu à la surface du filtre pour les essais
SB et VB-25. Résultats obtenus par granulométrie laser

Des granulométries laser ont pu être réalisées avec les échantillons de l'effluent au cycle 1 pour les essais avec 750 mg/L de kaolin; ces résultats sont présentés dans le tableau 3.6. Pour les essais avec 250 mg/L, la concentration en kaolin à l'effluent n'était pas suffisante pour la réalisation d'une granulométrie laser, même pendant le premier cycle. Le D_{50} des particules qui n'ont pas été retenues dans le filtre lors du 1^{er} cycle de filtration était de 1,7 μm pour les tests VB-25 et VB-30. Le D_{50} des particules étaient plutôt de 1,9 μm dans le cas des essais SB et VB-13. Ce résultat explique l'augmentation de la turbidité des effluents des premiers cycles de filtration pour les essais VB-25 et VB-30 par rapport aux essais SB et VB-13 (tableau 3.6). Par exemple, la turbidité de l'effluent du premier cycle de filtration pour l'essai SB était 267 UTN, alors qu'elle était de 288 UTN pour l'essai VB-25. On peut rappeler que la concentration en kaolin de l'effluent correspondant au cycle 1 de l'essai SB était plus élevée que celle de l'essai VB-25. Ce serait possiblement la diminution de la taille médiane de 0,2 μm qui aurait engendré une augmentation de la turbidité à 21 UTN.

Tableau 3.6 Valeur des turbidités et valeurs des D_{50} des particules contenues dans l'effluent du cycle 1

Essai	Turbidité (UTN)	D_{50} (μm)
SB	267	1,9
VB-13	254	1,9
VB-25	288	1,7
VB-30	300	1,7

La série d'essais avec 750 mg/L de kaolin a permis de mieux estimer la taille des particules retenues dans les profondeurs du filtre. En effet, avec une concentration de l'eau brute de 750 mg/L, la teneur en kaolin du filtre est plus élevée. L'augmentation des teneurs en kaolin par rapport à la teneur en impuretés du sable permet de diminuer les interférences reliées à ces impuretés.

3.4 Comparaison entre les résultats des séries 250 et 750 mg/L et discussion

La figure 3.21 présente les efficacités de rétention estimées à la fin des tests effectués pour les deux séries de concentrations en fonction des vitesses de balayages. Les tests SB ont eu presque la même efficacité pour les concentrations de 250 et 750 mg/L. Le test VB-13 avec une concentration de 250 mg/L a présenté une efficacité plus élevée que l'essai réalisé avec la même vitesse de balayage, mais une concentration de 750 mg/L. Au contraire, les essais avec des vitesses de balayage élevées (25 cm/s et plus) ont eu une meilleure efficacité pour une concentration de 750 mg/L. Dans la série réalisée à une concentration de 250 mg/L, la vitesse de balayage optimale pour maximiser le taux d'abattement des particules se situent autour de 7,5 à 13 cm/s. À l'opposé, pour la série réalisée à une concentration de 750 mg/L, les vitesses optimales pour maximiser l'abattement des particules étaient de l'ordre de 25 et 30 cm/s. Cependant, l'efficacité optimale d'abattement des particules qui a été obtenue pour une concentration de 250 mg/L à 13 cm/s n'a pas été reproduite dans la série d'essais avec 750 mg/L.

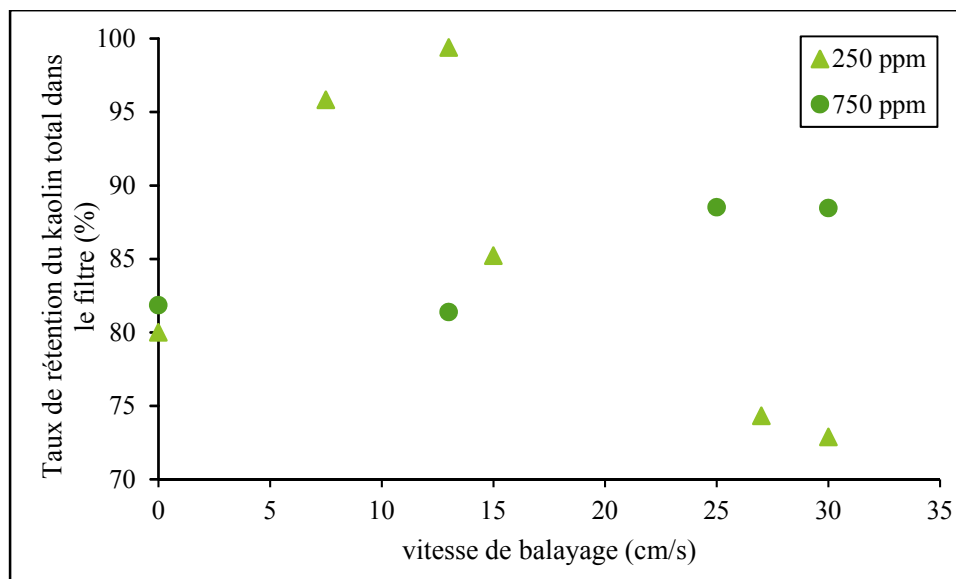


Figure 3.21 Efficacités de rétention du kaolin total dans le filtre pour les deux séries d'essais

Les résultats des présents travaux de recherches semblent indiquer que la performance du balayage en ce qui concerne l'abattement du kaolin est influencée par la concentration. En effet, quand la concentration est près de 250 mg/L, la vitesse du balayage optimale pour une meilleure rétention des particules est entre 7,5 à 13 cm/s. Quand la concentration du kaolin est près de 750 ppm, les vitesses de balayages optimales seraient entre 25 et 30 cm/s.

Pour les essais avec 250 et 750 mg/L, une efficacité plus élevée entraîne des pertes de charge plus importantes. La relation entre les pertes de charge et la teneur en kaolin à la surface du filtre qui a été obtenues pour les essais avec 250 mg/L de kaolin semble toutefois indiquer que, pour une même efficacité, les pertes de charge sont plus importantes si le kaolin est piégé à la surface du filtre.

Dans les deux séries d'essais, l'efficacité du balayage avec les vitesses optimales a été augmentée principalement quand le filtre est propre. Si les essais de la série 1 et 2 étaient poursuivis plus longtemps, il se pourrait que l'efficacité des tests SB soit égale à celle des essais réalisés avec des vitesses de balayage optimales.

L'augmentation de la concentration de 250 à 750 mg/L a engendré une influence relativement négligeable sur l'efficacité de rétention du kaolin. Selon Bradford et al. (2009), la rétention des particules est indépendante de C_i si le milieu d'attachement est soit très attractif ou très répulsif. Les conditions d'attachement dans la présente étude sont considérées répulsives. Il est donc possible que la répulsion entre le sable et le kaolin soit parmi les facteurs responsables de l'indépendance de l'efficacité de capture de C_i .

Dans les deux séries d'essais, le modèle réduit a été plus efficace que le filtre réel dont le comportement est simulé, même en absence de balayage. En effet, en absence de balayage, l'efficacité du filtre réduit était d'environ 80 % dans les deux séries d'essais. D'après le programme de recherche interne d'Evoqua, l'efficacité des filtres Vortisand réels pour des expériences réalisées avec 250 mg/L de kaolin en l'absence de balayage est 60 %. En présence d'un balayage optimal, l'efficacité du filtre réelle est de 80 %, soit une augmentation d'efficacité de 20 % par rapport au filtre conventionnel. Dans la série d'essais avec 250 mg/L de kaolin, le balayage à une vitesse de 13 cm/s a augmenté l'efficacité de filtration de presque 20 % par rapport au test réalisé sans balayage. Par conséquent, dans cette série d'essais, l'écart entre l'efficacité de filtration sans balayage et en présence d'un balayage optimal est semblable à l'écart qui est observé pour les filtres Vortisand réels. Dans la série d'essais avec 750 mg/L, le balayage à une vitesse de 25 cm/s a augmenté l'efficacité de filtration de 7 % par rapport au test procédé sans balayage. L'augmentation de l'efficacité qui a été donc enregistrée dans le filtre réel et le modèle réduit pour une concentration de 250 mg/L n'a pas été reproduite dans la série pour 750 mg/L.

Selon la littérature (Bradford et al., 2007; Molnar et al., 2015; Yoon, 2006) il existe quatre facteurs principaux qui contrôlent le profil de capture dans le filtre. Ces facteurs sont la rugosité des surfaces des grains, la vitesse de filtration, le D_{10} du matériau, le milieu d'attachement entre le collecteur et la particule. En effet, la distribution des particules de kaolin le long du filtre est influencée positivement par la vitesse de filtration et le D_{10} du matériau. C'est-à-dire que l'augmentation de la vitesse de filtration ou le D_{10} engendre une capture plus en profondeur le long du filtre. La rugosité et l'attraction entre la particule et le

collecteur influencent négativement la distribution le long du filtre. Une augmentation de ces paramètres augmente la quantité de particules piégées à la surface du filtre.

Dans la présente étude, la capture était dominante dans la surface du filtre. Selon le paragraphe précédent, cette capture peut revenir principalement à la rugosité et/ou la granulométrie du sable. Pour les conditions d'attachement entre le kaolin et le sable, ils sont peu connus. Par conséquent, l'influence du milieu d'attachement de cette étude sur la capture est peu connue. Quant à la vitesse de filtration, elle est assez élevée (50 m/h), donc il est peu probable qu'elle soit responsable de la dominance de capture dans la surface.

En ce qui concerne les paramètres influençant sur le profil de capture au long du filtre, la présente étude ajoute un autre facteur qui est le balayage. L'influence du balayage dépend de sa vitesse et de C_i . Quand VB est faible (de 7,5 à 15 cm/s) et quand C_i est 250 mg/L, il y a eu une diminution de la capture à la surface par rapport à la capture totale. Mais, la capture dans la surface demeure élevée. Pour les mêmes VB et quand C_i est 750 mg/L, le profil de capture a été peu influencé. Pour une VB élevée (autour de 27 cm/s) et quand C_i est 250 mg/L, la capture à la surface a été diminuée. La capture demeure toutefois faible dans les profondeurs. Pour les mêmes VB, et dans une C_i de 750 mg/L, la capture dans la surface a été aussi diminuée, alors qu'elle a augmenté dans les profondeurs.

Dans ce projet, la filtration a été réalisée en circuit fermé. Cette méthode est adoptée par le programme de recherche interne d'Evoqua. La concentration de kaolin dans l'affluent pour les derniers cycles de filtration était donc différente de celle des premiers cycles. On peut aussi supposer que la taille des particules contenues dans l'affluent a varié d'un cycle à l'autre. Cette évolution de la concentration de kaolin et de la granulométrie des particules dans l'affluent rend plus difficile la comparaison des performances, surtout pour les derniers cycles.

Les résultats des sections 3.2.1 et 3.3.2 montrent que l'influence du balayage sur le piégeage des particules est plus importante dans le cas du filtre propre. En effet, plus le filtre tend à se

colmater plus les efficacités des tests SB sont proche à celle des vitesses de balayage optimales. Comme c'est mentionné dans le paragraphe précédent, la diminution de la concentration du kaolin dans l'affluent au cours du temps rend difficile la conclusion sur l'effet du balayage sur l'efficacité de rétention lorsque le filtre tend à se colmaté

CONCLUSION

Les filtres Vortisand sont des filtres granulaires de sable fin. Ils sont dotés d'un balayage de surface dans une perspective de réduction du colmatage de la surface. Le balayage de surface rend toutefois difficile la prévision des performances de ces filtres. Les objectifs de ce projet de recherche étaient de développer un modèle réduit de Vortisand et d'étudier l'effet du balayage de surface sur la filtration en profondeur. L'efficacité du filtre a été évaluée par le taux d'abattement des particules dans l'effluent, la concentration de kaolin dans le filtre suite à la filtration et l'augmentation des pertes de charge. Le média filtrant utilisé pour cette étude était un sable de silice de diamètre effectif de 158 μm . Les grains du sable étaient sphériques et de surface rugueuse. Le kaolin a été utilisé comme particule à filtre. Dans son état d'agglomération naturel dans l'eau du robinet, le diamètre médian des particules de kaolin était de 4,63 μm . Les particules de kaolin étaient non sphériques et polydispersées.

Les résultats de cette étude ont permis d'arriver aux conclusions suivantes :

- le modèle réduit permet d'observer l'influence du balayage de surface sur le fonctionnement des filtres à sable. Les résultats obtenus pour les deux concentrations de kaolin utilisées ont montrés des différences systématiques selon la vitesse de balayage utilisée; quand le filtre est relativement propre, le balayage de surface influence la qualité du filtrat et la perte de charge dans le filtre, ainsi que la taille des particules retenues;
- à une VB précise, l'influence du balayage sur la rétention des particules dépend de la concentration. En effet, quand la concentration du kaolin est augmentée de 250 à 750 mg/L, la VB optimale passe de 13 cm/s à environ 25 cm/s;
- dans le cas des vitesses de balayage optimales, le balayage n'a pas réduit significativement la perte de charge. Les résultats obtenus semblent indiquer que le kaolin piégé dans le filtre a une incidence sur les pertes de charge. Toutefois, les essais réalisés avec la vitesse de balayage optimale tendent à produire des pertes de

charge plus élevée à cause de l'augmentation de la quantité de particules piégées dans le filtre.

- la performance du filtre étudié en absence du balayage de surface est indépendante de la concentration, pour des concentrations allant de 250 à 750 mg/L;
- l'efficacité des filtres Vortisand réels lorsque le balayage est absent n'a pas été reproduite dans le modèle réduit. En effet, en l'absence de balayage, l'efficacité du modèle réduit et des filtres Vortisand réels était de 80 et 60 % respectivement. Cependant, pour la série 250 mg/L, le balayage à la vitesse optimale (13 cm/s) a augmenté l'efficacité de filtration de 20 %. Cette augmentation est semblable à celle qui est enregistrée dans le filtre réel;
- le balayage influence la taille des particules retenues. Cette influence est dominante pour les particules récupérées à la surface du filtre. Dans le cas des vitesses optimales, la rétention des particules de grande taille à la surface est plus importante que lorsque le balayage est absent.

Pour mieux évaluer l'efficacité du balayage, quelques recommandations sont formulées :

- effectuer des essais de filtration à circuit ouvert. Ce type d'essais faciliterait la comparaison des différentes vitesses de balayage. Ce type d'essai permettrait aussi d'évaluer comment le filtre se comporte pour un cycle complet de filtration;
- réaliser les essais de filtration en réplicats pour avoir une meilleure idée de la reproductibilité des résultats et pour distinguer la variance qui est due au balayage de la variance naturelle;
- modifier le pilote pour reproduire des cycles de filtration et de lavage du filtre. Les résultats présentés dans ce mémoire montrent que le balayage augmente la concentration de kaolin en profondeur dans le filtre par rapport au filtre sans balayage. Il est possible que la vitesse de balayage ait une influence sur l'efficacité du filtre après plusieurs cycles de filtration et de lavage. Il est aussi possible que la réalisation de plusieurs cycles de filtration et de lavage permette de s'approcher de l'efficacité réelle des filtres Vortisand.

Afin de mieux comprendre l'effet du balayage sur la rétention des particules, il est recommandé également d'étudier d'autres paramètres. Il serait ainsi possible de déterminer les conditions où l'influence du balayage est optimisée. Aussi, il est recommandé de tester l'efficacité du balayage pour certaines conditions particulières. Quelques paramètres et conditions à tester sont recommandés :

- concentration initiale de l'affluent en particules : Les concentrations de l'affluent testées dans ce projet (250 et 750 mg/L) sont plus faibles que les concentrations rencontrées pour certains types d'eau brute (p. ex. eaux usées des municipalités, eau de procédé). Souvent, ces eaux nécessitent des prétraitements chimiques (floculation et coagulation) avant de procéder à la filtration. Cependant, le traitement chimique est coûteux et présente de nombreux inconvénients. Il est donc recommandé de tester la capacité du filtre Vortisand dans le traitement des eaux hautement chargées en suspensions sans traitement chimique. Pour éviter le colmatage rapide du filtre, il est recommandé d'augmenter la vitesse de filtration et le balayage de surface. Avec des essais paramétriques à petit échelle, il serait possible de déterminer les configurations optimales où le balayage de surface serait plus efficace dans le traitement de ces types d'eaux;
- prétraitement chimique (floculation et coagulation) : La floculation et coagulation pourrait avoir des effets sur la filtration avec un balayage de surface. Il est recommandé de tester l'efficacité du balayage pour différents prétraitements chimiques;
- effet physico-chimiques : Les conditions d'attachement entre le sable et le kaolin étaient défavorables dans l'eau du robinet. Toutefois, l'effet de ces conditions d'attachement sur l'efficacité du filtre n'est pas pris en considération dans cette étude. Il est recommandé de tester différentes concentrations d'ions et différents pH de la suspension dans la filtration à balayage de surface. Il serait notamment intéressant de tester l'influence du balayage avec des conditions physico-chimique favorable et défavorable à la rétention des particules;

- vitesse de filtration : Il a été constaté que la vitesse optimale de balayage est influencée par la concentration. Il est possible que la vitesse optimale de balayage soit influencée par la vitesse de filtration;
- forme, densité, minéralogie et hétérogénéité des particules à filtrer : Dans la présente recherche, les particules qui ont été utilisées afin de représenter les impuretés étaient du kaolin. Cependant, les impuretés dans l'eau diffèrent d'une application à l'autre. En effet, ces particules sont de forme, de minéralogie et de densités différentes. Des tests de filtration à balayage de surface avec des échantillons réels pourraient être plus précis, et plus représentatifs de l'efficacité réelle du filtre;
- type et granulométrie du média filtrant : le média filtrant de la présente recherche était du sable, d'une granulométrie serrée. Il serait intéressant de tester l'efficacité du filtre en utilisant d'autres médias comme les billes de verre, l'anthracite, etc. L'augmentation du diamètre médian du média filtrant peut diminuer la perte de charge dans le filtre, et permettrait une meilleure distribution des particules le long du filtre. Toutefois, l'augmentation de la granulométrie du média filtrant peut diminuer l'efficacité d'abattement des particules. Le balayage de surface à une vitesse optimale augmente l'efficacité de filtration, cependant, cela peut augmenter les pertes de charges. Il serait donc intéressant d'accoupler le paramètre de la granulométrie du média filtrant et la vitesse de balayage de surface afin de trouver un point optimal entre les deux paramètres. Ce point optimal est le point où le filtre serait le plus performant possible en termes d'efficacité d'abattement et de réduction des pertes de charge.

LISTE DE RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Al-Abduwani, F. A. H., Farajzadeh, R., van den Broek, W. M. G. T., Currie, P. K., & Zitha, P. L. J. (2005). Filtration of micron-sized particles in granular media revealed by x-ray computed tomography. *Review of scientific instruments*, 76(10), 103704.
- APHA, AWWA & WEF. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (21^e ed). Washington, D.C : American Public Health Association.
- Balsamo, F., & Storti, F. (2010). Grain size and permeability evolution of soft-sediment extensional sub-seismic and seismic fault zones in high-porosity sediments from the Crotone basin, southern Apennines, Italy. *Marine and Petroleum Geology*, 27(4), 822-837.
- Benosman G. (2012). *Migration de particules fines dans un milieu poreux: Application au phénomène de colmatage*. Thèse de doctorat, Ecole Centrale Paris, France.
Repéré à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00997415/document>.
- Bradford, S. A., Torkzaban, S. & Walker, S. L. (2007). Coupling of physical and chemical mechanisms of colloid straining in saturated porous media. *Water Research*, 41(13), 3012-3024.
- Bradford, S. A., Kim, H. N., Haznedaroglu, B. Z., Torkzaban, S et Walker, S. L. (2009). Coupled factors influencing concentration-dependent colloide transport and retention in saturated porous media. *Environnement science technology*, 43(18), 6996–7002.
- Broom, G. P., Squires, R. C., Simpson, M. P. J., & Martin, I. (1994). The treatment of heavy metal effluents by crossflow microfiltration. *Journal of membrane science*, 87(1), 219-230. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0376-7388\(93\)E0152-A](http://dx.doi.org/10.1016/0376-7388(93)E0152-A).
- Castano, G., Magalie, J., & Laroche, L. (2015). Municipal drinking water produced by Atwater and Charles-J Des Bailleurs Drinking Water Treatment Plants. Fiche annuelle de 2015. Montréal : Division Manager of expertise technique.
Repéré à http://ville.montreal.qc.ca/pls/portal/docs/PAGE/EAU_FR/MEDIA/DOCUMENTS/2015_AR_Reseaux_Montreal_Usines_Atwater_CJDesBailleurs_en.PDF
- Chapuis, R. P. (2012). Predicting the saturated hydraulic conductivity of soils: a review. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, 71(3), 401-434.
- Desjardins, R. (1990). *Le traitement des eaux* (2 ed). Montréal, Québec: Éditions de l'École Polytechnique de Montréal.

- Deziel, E. (2013). *Couplage de la filtration granulaire aux résines échangeuses d'ions pour le traitement des eaux de surface des petites communautés*. (Mémoire de maîtrise, École de Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec).
Repéré à https://publications.polymtl.ca/1242/1/2013_ErikaDeziel.pdf.
- Elimelech, M., Gregory, J., & Jia, X. (2013). *Particle deposition and aggregation: measurement, modelling and simulation*. Butterworth-Heinemann.
- Grolimund, D., Elimelech, M., Borkovec, M., Barnettler, K., Kretzschmar, R., & Sticher, H. (1998). Transport of in situ mobilized colloidal particles in packed soil columns. *Environmental Science & Technology*, 32(22), 3562-3569.
- Hwang, K.-J., Hsu, Y.-L., & Tung, K.-L. (2006). Effect of particle size on the performance of cross-flow microfiltration. *Advanced Powder Technology*, 17(2), 189-206.
- Hwang, K.-J., & Liu, H.-C. (2002). Cross-flow microfiltration of aggregated submicron particles. *Journal of membrane science*, 201(1), 137-148.
- Ives, K., J. (1980). Deep bed filtration : theory and practice. *Filtration and Separation*, 17(2), 157-168.
- James, M. Montgomery, Consulting Engineers. (1985). *Water treatment: principles and design*. New York : Wiley and Sons.
- Kaya, A. & Yukselen, Y. (2005). Zeta potential of clay minerals and quartz contaminated by heavy metals. *Canadian Geotechnical Journal*, 42(5), 1280-1289.
- Moghadasi, J., Müller-Steinhagen, H., Jamialahmadi, M., & Sharif, A. (2004). Theoretical and experimental study of particle movement and deposition in porous media during water injection. *Journal of petroleum science and engineering*, 43(3), 163-181.
- Molnar, I. L., Johnson, W. P., Gerhard, J. I., Willson, C. S. & O'Carroll, D. M. (2015). Predicting colloid transport through saturated porous media: A critical review. *Water Resources Research*, 51(9), 6804-6845.
- NSF/AISI. (2012). *Equipments for Swimming Pools, Spas, Hot Tubs and Other Recreational Water Facilities*. Norme 50. Michigan, USA NSF International.
- Paumier, S. (2007). *Facteurs determinant l'organisation et la rheologie du système argile-eau pour des suspensions de smectites*. Thèse de doctorat, Ecole Supérieure d'Ingénieurs de Poitiers, France.
Repéré à <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00263559/document>.
- Robbe, D., & Roger, B. (1987). Granulometrie des éléments fins par diffraction laser. *Bulletin de liaison des Ponts et chaussée*, 142, 13-23.

- Robitaille, V., & Tremblay, D. (1997). *Mécanique des sols: théorie et pratique*. Mont-Royal, Québec: Modulo.
- Sefrioui Chaibainou, N. (2012). Etude numérique de l'adsorption et de la désorption de particules colloïdales en milieu poreux: Influence de la topographie de surface et des interactions physico-chimiques. Thèse de doctorat, université de Bordeaux, France.
Repéré à <http://www.theses.fr/2012BOR1449>.
- Shellenberger, K., & Logan, B. E. (2002). Effect of molecular scale roughness of glass beads on colloidal and bacterial deposition. *Environmental science & technology*, 36(2), 184-189.
- Sonitec. How it works ?s.d.
Repéré à <http://vortisand.co.uk/HowitWorks.htm>
- Thollet, F., Le Coz, J., Antoine, G., François, P., Saguintaah, L., Launay, M., & Camenen, B. (2013). Influence de la granulométrie des particules sur la mesure par turbidimétrie des flux de matières en suspension dans les cours d'eau. *La Houille Blanche*, (4), 50-56.
- Tufenkji, N., Miller, G. F., Ryan, J. N., Harvey, R. W., & Elimelech, M. (2004). Transport of *Cryptosporidium* oocysts in porous media: Role of straining and physicochemical filtration. *Environmental science & technology*, 38(22), 5932-5938.
- Yoon, J. S., Germaine, J. T., & Culligan, P. J. (2006). Visualization of particle behavior within a porous medium: Mechanisms for particle filtration and retardation during downward transport. *Water Resources Research*, 42(6).

