

Titre:	Sources et risques de contamination dans une source d'eau potable
Title:	
Auteur:	Hélène Guérineau
Author:	
Date:	2013
Type:	Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis
Référence:	Guérineau, H. (2013). Sources et risques de contamination dans une source d'eau potable [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation:	https://publications.polymtl.ca/1253/

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie:	https://publications.polymtl.ca/1253/
PolyPublie URL:	

Directeurs de recherche:	Michèle Prévost, & Sarah Dorner
Advisors:	

Programme:	Génie civil
Program:	

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

SOURCES ET RISQUES DE CONTAMINATION DANS UNE SOURCE D'EAU
POTABLE

HÉLÈNE GUÉRINEAU

DÉPARTEMENT DES GÉNIE CIVIL, GÉOLOGIQUE ET DES MINES
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

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

NOVEMBRE 2013

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

SOURCES ET RISQUES DE CONTAMINATION DANS UNE SOURCE D'EAU
POTABLE

présenté par : GUÉRINEAU Hélène

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

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

M. BARBEAU Benoit, Ph. D., président

Mme PRÉVOST Michèle, Ph.D., membre et directrice de recherche

Mme DORNER Sarah, Ph.D., membre et codirectrice de recherche

M. MARSAN André, B. Ing., membre

DÉDICACE

À mes parents, ma sœur, Mike et mes amis. Parce que le gras c'est la vie.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier ma directrice de recherche, Dr Michèle Prévost, pour m'avoir acceptée dans cette merveilleuse équipe qui constitue la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable. Son dynamisme, sa rigueur, son enthousiasme et sa persévérance m'ont incitée à choisir et à mener à bien ce projet. Merci également à Sarah Dorner, ma co-directrice de recherche, pour ses corrections, ses connaissances et son encadrement.

Ensuite, je remercie l'ensemble du personnel de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable pour leur accueil, leur bonne humeur, leur dynamisme et leur professionnalisme. J'ai eu le plaisir de bénéficier de leur formation et leurs expériences ont été un point fort dans le déroulement du projet. Je remercie particulièrement Yves Fontaine, Mireille Blais, Jacinthe Mailly, Julie Philibert et Mélanie Rivard dont l'aide et les conseils m'ont été indispensables pour la mise en place des campagnes d'échantillonnages et des essais en laboratoire. Un grand merci également à Annie Carrière et Natasha McQuaid, leur grand soutien, leurs connaissances et leur encadrement tout au long de ma maîtrise étaient très appréciés. Je tiens à remercier Anne-Sophie Madoux-Humery pour ses conseils au cours de la rédaction de l'article ainsi que l'ensemble des co-auteurs pour leurs contributions et leurs corrections. Je tiens aussi à exprimer toute ma reconnaissance à Laura Razafinjanahary, secrétaire de la Chaire, dont l'écoute et l'aide administrative ont été indispensables, principalement au cours des derniers mois de rédactions. Je suis reconnaissante envers la participation de Dr. Sébastien Sauvé, Khadija Aboudfadl, Mariam Hajj-Mohamad et Hicham Darwano, dont la contribution a permis l'obtention des résultats d'analyse des hormones et pharmaceutiques. Un grand merci à tous les stagiaires dont le travail a contribué à l'avancée significative du projet : Yannick Rosaz, Stéphanie Fey, Koffi Dziedzom Avegnon, Salma El-Hajjaji, Pablo Gonzales, Rose-Mery Yaghmour, Eric Papadolias, Hugo Cortial, Andreanne Moineau-Jean. Je tiens également à remercier tous les étudiants qui sont passés par le bureau B-616 pour leur bonne humeur, leur convivialité et leur dynamisme.

Enfin, je remercie les partenaires de la Chaire Industrielle CRSNG en Eau Potable sans lesquels mon projet n'aurait pas eu lieu, et pour lesquels, je l'espère, cette maîtrise contribuera à l'amélioration de l'évaluation de la qualité des sources d'eau potable.

RÉSUMÉ

La protection des sources d'eau potable constitue un nouvel enjeu réglementaire. Une future réglementation, mise en place par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP), obligera les exploitants de captages à identifier les dangers présents dans les sources d'eau potable. Certains risques sont spécifiques aux sources d'eau potable situées en milieu urbain (fuite d'eaux usées, ruissellements sur des zones urbanisées ou industrielles, remises en suspension de sédiments contaminés, déversement accidentel de produits toxiques, etc.). L'objectif principal de ce projet est d'identifier les risques de contamination pouvant affecter une source d'eau potable en milieu urbain, en se basant sur l'étude de cas anonymisée d'un canal urbain dont le rôle est d'approvisionner une usine de traitement de l'eau potable.

Diverses études préliminaires ont identifié une augmentation des concentrations en indicateurs fécaux dans le canal urbain étudié au cours d'une période estivale, ainsi que la légère contamination des sédiments en métaux. En complément de l'identification des zones de contamination et des sources probables de ces contaminants le long du canal, ce mémoire vise à évaluer les risques potentiels à la prise d'eau potable de l'usine afin de proposer des mesures préventives et correctrices.

Dans un premier temps, l'identification des risques microbiologiques liés à des fuites d'eaux usées et pouvant affecter la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable a été réalisée grâce à des campagnes d'échantillonnage. Celles-ci combinent analyses de produits pharmaceutiques et des bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*, indicateurs fécaux fréquemment utilisés pour la détection et l'identification de fuites d'eaux usées) dans des échantillons d'eau et de sédiments selon différentes conditions météorologiques. Les résultats ont permis la localisation d'une zone de manifestation de la contamination microbiologique en provenance du réseau d'égout avoisinant, en raison de gradients d'*E. coli* dans l'eau et d'acétaminophène et de caféine dans les sédiments. *E. coli* demeure le meilleur indicateur d'une exfiltration d'eaux usées dans le cas d'un grand volume de dilution et d'une forte abondance d'*E. coli* dans la source d'eaux usées. En complément d'*E. coli*, les produits pharmaceutiques peu détectés dans l'eau, en raison d'une grande dilution, représentent un bon indicateur de contamination fécale cumulée

d'origine humaine dans les sédiments. Cette analyse a été l'objet d'un article soumis pour publication.

Dans un second temps, les risques à la filière de traitement de l'eau potable lors de la remise en suspension de sédiments contaminés en amont de la prise d'eau brute ont été évalués grâce à des essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire permettant d'évaluer la solubilisation des métaux contenus dans les sédiments ainsi que la vitesse de décantation des particules. Le plomb, paramètre sanitaire, est de loin le métal le plus préoccupant en étant détecté à des concentrations dans les sédiments et dans l'eau du canal, suite à une remise en suspension, dépassant les normes. Le fer et l'aluminium, paramètres esthétiques, sont fréquemment détectés dans l'eau, suite à une remise en suspension de sédiments, à des concentrations pouvant porter atteinte à la qualité organoleptique de l'eau traitée. Une coagulation suivie d'une filtration peut enlever les métaux dans l'eau résultant d'une remise en suspension des sédiments contaminés en métaux. L'établissement d'une relation liant matières en suspension et turbidité permettra de fixer des seuils de turbidité correspondants à des concentrations de métaux. Le dépassement des seuils de turbidité déclencherait la mise en route de la coagulation à l'usine de traitement de l'eau potable concernée.

Chacune de ces deux parties contribue à l'élaboration de recommandations destinées aux usines de production d'eau potable. Ce mémoire propose une approche pouvant être intégrée au guide accompagnant le nouveau règlement de la protection des sources qui entrera en vigueur en 2013.

ABSTRACT

The protection of drinking water sources is a new regulatory issue. Future regulations, established by the Ministry of Sustainable Development, Environment, Fauna and Parks (MDDEFP), require operators to identify catchment hazards in drinking water sources. Some risks are specific to drinking water sources in urban areas (leaky sewers, runoff on urban or industrial areas, resuspension of contaminated sediment spill of toxic products, etc.). The main objective of this project is to identify the potential contaminants that can affect a source of drinking water in urban areas, based on the case study of an urban channel whose role is to supply a drinking water treatment plant.

Several preliminary studies have identified increasing concentrations of fecal indicators in the studied urban canal during summer, and a slight contamination of the sediments by metals. In addition to identifying areas of contamination and the likely sources of these contaminants along the canal this thesis aims to assess the potential risks to a drinking water plant's intake to provide preventive and corrective measures.

Firstly, sampling campaigns identified a microbiological risk from leaking sewers affecting the quality of water and sediments from a drinking water by combining the analysis of pharmaceuticals and *Escherichia coli* bacteria (*E. coli*, fecal indicators commonly used for the detection and identification of leaky sewers) in water and sediment samples in different weather conditions. The results identify the location of a contaminated area, by leaky sewers nearby, with *E. coli* gradients in water and of acetaminophen and caffeine gradients in sediments. *E. coli* remains the best indicator of exfiltrating wastewater for a large volume of dilution and a high abundance of *E. coli* in the wastewater source. In addition to *E. coli*, pharmaceuticals, while not detected in water due to high dilution, are a good indicator of accumulated contamination from humans in sediment. This analysis has been the subject of an article submitted for publication.

Secondly, the risks to the drinking water treatment plant processes following contaminated sediment resuspension upstream from the water intake were evaluated. Thus, treatability tests at a laboratory scale were conducted to evaluate the solubility of the metals contained in the sediment and the settling velocity of the particles. The lead is by far the metal of greatest concern, being detected in sediments and water, after resuspension and at concentrations exceeding the standards. Iron and aluminium, are frequently detected in water, after resuspension, at

concentrations that may affect the organoleptic quality of the treated water. Coagulation followed by filtration can remove metals in water resulting from resuspension of sediments contaminated with heavy metals. Establishing a relationship between suspended solids and turbidity will set thresholds corresponding to the turbidity concentrations of metals. An exceedance of turbidity thresholds would trigger the initiation of coagulation at the drinking water treatment plant in question.

Each part of this thesis contributes to the development of recommendations for the concerned water treatment plant. This thesis proposes an approach that can be integrated into the guide accompanying the new regulations for source water protection which will come into force in 2013.

TABLE DES MATIÈRES

DÉDICACE.....	III
REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ.....	V
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES.....	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXIII
LISTE DES ANNEXES.....	XXV
INTRODUCTION.....	1
1. Mise en contexte.....	1
2. Objectifs	4
3. Hypothèses de recherche.....	4
4. Structure du mémoire	5
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE	6
1.1 Contamination à une prise d'eau potable en milieu urbain.....	6
1.1.1 Contamination de l'eau d'une source d'eau potable en milieu urbain.....	6
1.1.2 Risques engendrés par la contamination des sédiments d'une source d'eau potable...7	7
1.2 Dépistage des sources de contamination fécale d'une source d'eau potable	8
1.2.1 Dynamique des indicateurs fécaux dans l'eau et les sédiments	8
1.2.1.1 Indicateurs de contamination fécale	8
1.2.1.2 <i>E. coli</i>	9
1.2.1.3 PPSP	10

1.2.1.4	Impact des conditions météorologiques sur les indicateurs fécaux dans l'eau de surface	12
1.2.1.5	Dynamique des indicateurs fécaux dans les sédiments	12
1.2.2	Méthodes de dépistage des sources de contamination fécale	13
1.3	Remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable : risques liés à la solubilisation des métaux	15
1.3.1	Effets des métaux présents dans l'eau potable sur la santé humaine	15
1.3.2	Solubilisation des métaux suite à une remise en suspension de sédiments	16
1.3.3	Stratégies de traitement pour l'enlèvement des métaux	17
1.3.3.1	Précipitation et coagulation	17
1.3.3.2	Filtration	18
1.3.3.3	Pré-ozonation	21
1.3.4	Mécanismes d'attachement des métaux aux particules	21
1.3.5	Durée avant le « retour à la normale »	22
CHAPITRE 2	DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE	24
2.1	Identification des sources de contamination pouvant affecter la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable (objectifs spécifiques 1 et 2)	24
2.1.1	Suivi de la qualité de l'eau et des sédiments du canal urbain	24
2.1.1.1	Suivi des données historiques des usines de purification de l'eau	24
2.1.1.2	Campagnes d'échantillonnage	25
2.1.2	Évaluation des impacts d'une fuite d'eaux usées sur la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable	25
2.2	Évaluation des risques associés à la présence de sédiments en amont d'une prise d'eau (objectifs spécifiques 3)	26
2.2.1	Évaluation de la décantation des sédiments remis en suspension	26

2.2.2	Pré-tests de décantation	26
2.2.3	Pré-tests de solubilisation des métaux	26
2.2.4	Réalisation des essais de remise en suspension à l'échelle du laboratoire	27
2.2.5	Évaluation des risques à la prise d'eau brute	27
2.3	Recommandations aux usines de traitement de l'eau potable (objectif spécifique 4) ...	28
CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE		29
3.1	Étude historique de la turbidité à l'eau brute et à l'eau traitée des deux usines	29
3.2	Campagnes d'échantillonnage	29
3.2.1	Granulométrie et épaisseur des sédiments	29
3.2.2	Paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau prélevés au cours des campagnes d'échantillonnage	30
3.2.3	Échantillonnage par transect de l'eau et interpolation Matlab des concentrations d' <i>E. coli</i>	30
3.2.4	Analyse d'hormones et de produits pharmaceutiques dans les sédiments	31
3.3	Tests de décantation	31
3.4	Essais de traitabilité	32
3.4.1	Essais de solubilisation en jar-test	32
3.4.2	Essais de solubilisation en colonne de décantation	32
3.4.2.1	Caractérisation des sédiments remis en suspension	32
3.4.2.2	Protocole expérimental de l'essai de décantation	33
3.4.2.2.1	Préparation de la colonne de décantation	33
3.4.2.2.2	Méthodes d'analyse des échantillons d'eau	34
3.4.2.2.2.1	Analyse des métaux	35
3.4.2.2.2.2	Analyse de la turbidité	35
3.4.2.2.2.3	Analyse des MES et MVES	35

3.4.2.2.2.4 Analyse de la taille des particules.....	36
CHAPITRE 4 ARTICLE 1 – SOURCE TRACKING OF LEAKY SEWERS: A NOVEL APPROACH COMBINING FECAL INDICATORS IN WATER AND SEDIMENTS	37
Abstract	37
Keywords	38
4.1 Introduction	38
4.2 Material and Methods.....	41
4.2.1 Sampling methods	41
4.2.2 Analytical methods.....	42
4.3 Results and discussion.....	44
4.3.1 Occurrence and variation of <i>E. coli</i> in water and sediments.....	44
4.3.2 Discharge and location of fecal contamination	47
4.3.3 Occurrence and variations of WWMPs in water and sediments and comparison with <i>E. coli</i> concentrations	49
4.3.4 Estimation of leakage volumes from estimated discharges	51
4.3.5 Limitations of indicators to detect wastewater leakage	53
4.4 Conclusions	54
CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DE L'ARTICLE 1 : INDICATEURS SECONDAIRES POUR L'IDENTIFICATION DE LA CONTAMINATION FÉCALE D'UNE SOURCE D'EAU POTABLE.....	56
5.1 Étude de la turbidité et identification des sources potentielles	56
5.1.1 Étude de la turbidité à l'eau brute et à l'eau traitée.....	56
5.1.2 Pointes saisonnières de la turbidité en amont et en aval du canal.....	57
5.1.3 Pointes occasionnelles de la turbidité en aval du canal.....	59
5.2 Données complémentaires des campagnes d'échantillonnage.....	60

5.2.1	Granulométrie et épaisseur des sédiments : comparaison des sédiments prélevés par benne et par carottier	61
5.2.2	Étude des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau	63
5.2.2.1	Influence des variations météorologiques	63
5.2.2.2	Influence de la profondeur du prélèvement.....	66
5.2.3	Interpolation des concentrations d' <i>E. coli</i> sur la zone de contamination.....	67
5.2.4	Concentrations d'hormones et de pharmaceutiques dans les sédiments	69
CHAPITRE 6 ÉVALUATION DES RISQUES ASSOCIÉS À LA PRÉSENCE DE SÉDIMENTS EN AMONT D'UNE PRISE D'EAU.....		71
6.1	Évaluation de la décantation de sédiments remis en suspension	71
6.1.1	Étude de la turbidité et des matières en suspension	71
6.1.1.1	Variabilité de la décantation en fonction de la concentration initiale	71
6.1.1.1.1	Essais en jar-test	71
6.1.1.1.2	Essais en colonne de décantation.....	72
6.1.1.2	Variabilité de la décantation en fonction du type d'échantillon remis en suspension	74
6.1.1.3	Relation MES et turbidité.....	75
6.1.2	Vitesse de décantation des sédiments.....	75
6.2	Évolution des métaux dans différentes fractions suite à une remise en suspension de sédiments	82
6.2.1	Concentrations de métaux dans les sédiments remis en suspension	82
6.2.2	Résultats des essais en jar-test.....	86
6.2.2.1	Fractions des métaux analysés dans l'eau de mélange après 1 heure de décantation	86
6.2.2.2	Comparaison aux normes en eau potable	89

6.2.3 Résultats des essais en colonne de décantation	90
6.2.3.1 Regroupement des métaux en catégories	91
6.2.3.1.1 Présence ou absence dans les sédiments, l'eau de dilution et l'eau de mélange	91
6.2.3.1.2 Métaux ayant peu d'impact	92
6.2.3.1.3 Présence ou absence dans l'eau de dilution	92
6.2.3.1.4 Paramètres sanitaires et esthétiques	93
6.2.3.2 Fractions de métaux mesurés dans l'eau de mélange	94
6.2.3.2.1 Paramètres normés en eau potable	94
6.2.3.2.2 Paramètres esthétiques en eau potable	100
6.2.3.2.3 Paramètres non réglementés en eau potable	103
6.2.3.3 Comparaison aux concentrations de métaux à l'eau brute des deux usines de traitement de l'eau potable	107
6.2.3.4 Création d'un indice de qualité	109
6.2.3.5 Attachement des métaux liés aux particules	114
6.2.3.6 Impact d'un traitement coagulation et filtration sur l'enlèvement et les concentrations résiduelles des métaux	120
6.2.4 Comparaison des résultats issus des essais en jar-test et en colonne de décantation	127
6.2.4.1 Comparaison aux normes en eau potable	127
6.2.4.2 Estimation de la quantité de sédiments requise pour atteindre la norme en eau potable	130
6.3 Bilan des risques associés à la remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable et recommandations	132
CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE	134
CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	137

LISTE DES RÉFÉRENCES	140
ANNEXES	150

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1 Temps de prélèvement et types d'analyses des échantillons d'eau.....	34
Tableau 4.1 Estimated volumes of raw sewage leaked computed from <i>E. coli</i> discharges in the zones of the canal	52
Tableau 4.2 Analytical limitations of fecal indicators to estimate exfiltration rate of raw wastewater in an urban canal of 5.9×10^5 m ³ /j. * (data not shown) ** (Daneshvar et al., 2012)	54
Tableau 5.1 Nombre de jours par an au cours desquels la turbidité à l'usine n°2 (J+2) est supérieure à celle de l'usine n°1 (J) à plus de 0,1 UTN, 0,5 UTN et 1 UTN.....	60
Tableau 5.2 Fractions des sédiments du canal pour chaque catégorie de particules.....	62
Tableau 6.1 Pourcentages passant (%) à différentes porosités de tamis pour chaque échantillon de sédiments	74
Tableau 6.2 Pourcentage de particules selon différentes classes de taille de particules aux différentes concentrations initiales de remise en suspension	77
Tableau 6.3 Diamètre maximal (μm) des particules selon la concentration initiale et le temps de décantation en colonne à une profondeur centrale de 1,07 m	78
Tableau 6.4 Concentrations de métaux mesurées dans les sédiments remis en suspension et comparaison aux normes fixées par la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MDDEFP (NA : non analysé)	84
Tableau 6.5 Comparaison des concentrations de certains métaux dans les sédiments des berges du Saint-Laurent en 2013 (Pourabadehei & Mulligan, 2013), de la rivière Cook (Australie) en 1998 (Simpson et al., 1998) et du canal urbain étudié	86
Tableau 6.6 Concentration des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et après 1 heure de décantation, lors d'un essai en jar-tes	90
Tableau 6.7 Regroupement des métaux analysés dans l'eau et les sédiments en catégories (rouge : absent, vert : présent).....	91

Tableau 6.8 Normes et recommandations (mg/L) sur les métaux lourds fixées par le RQEP, Santé Canada et l'USEPA	94
Tableau 6.9 Concentrations moyennes de métaux et écarts-types des concentrations de métaux mesurées, chaque semaine, à l'eau brute des deux usines de purification de l'eau, au cours de l'année 2012	108
Tableau 6.10 Calcul de l'indice de qualité en respect des normes du RQEP	111
Tableau 6.11 Calcul de l'indice de qualité en fonction des normes et recommandations esthétiques fixées par Santé Canada.....	113
Tableau 6.12 Calcul de l'indice de qualité uniquement en fonction des normes fixées par l'USEPA.....	113
Tableau 6.13 Concentrations moyennes, maximales et minimales de métaux des échantillons non filtrés et suite à une coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et une filtration 0,45 µm	127
Tableau 6.14 Concentrations des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et à 0h lors des essais en colonne de décantation	129
Tableau 6.15 Concentrations des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et à 1h lors des essais en colonne de décantation	130
Tableau 6.16 Estimation de la turbidité et de la concentration de sédiments remis en suspension requises afin d'atteindre la norme en eau potable pour chaque métal	131

LISTE DES FIGURES

Figure 3.1	Localisation des échantillons d'eau prélevés à chaque transect au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 2013	31
Figure 3.2	Photographie du montage expérimental de remise en suspension des sédiments..	34
Figure 4.1	Seasonal variations of <i>E. coli</i> concentrations upstream of the canal at WTP1 and downstream at WTP2 measured over 4 years (n=208).	44
Figure 4.2	Incoming concentrations (WTP1) and net increases of <i>E. coli</i> concentrations in the canal zones during DW and WW. Study zones A-E are defined as per distance from canal entry: A:0-4130m; B:4130-6320m; C:6320-7050m; D:7050-7840m; E:7840-8250m.....	48
Figure 4.3	Detailed investigation of water phase <i>E. coli</i> concentrations from 5862 m to 7067 m, during DW and WW. Two bridges were sampled: 5862m=B1-upstream; 5887m=B1-downstream; 7042m=B2-upstream; 7067m=B2-downstream.	49
Figure 4.4	Incoming concentrations in water samples (WTP1) and net increases of WWMP concentrations in the canal zones during DW and WW. Right: WWMP concentrations in sediment samples during DW.	50
Figure 5.1	Évolution de la turbidité de l'eau brute et de l'eau traitée à l'usine n°2 au cours de l'année, de 1997 à 2010.....	57
Figure 5.2	Évolution annuelle de la turbidité des eaux brutes des deux usines de 2008 à 2010	58
Figure 5.3	Évolution annuelle de la température de l'eau brute à l'usine n°1	59
Figure 5.8	Pourcentage passant des sédiments prélevés par benne en fonction de la localisation dans le canal	61
Figure 5.9	Pourcentage passant des sédiments prélevés par carottier en fonction de la localisation dans le canal	62
Figure 5.10	Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3)	64

Figure 5.10 Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3) (suite).....	65
Figure 5.10 Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3) (suite).....	66
Figure 5.11 Variation des paramètres physico-chimiques (température, conductivité, pH, oxygène dissous) au cours des échantillonnages par transect	67
Figure 5.12 Concentrations d' <i>E. coli</i> des échantillons d'eau prélevés en surface, en profondeur (à 1 m des sédiments), au centre du canal (C), et en rives nord (N) et sud (S). Chacun des box plot correspond à 9 échantillons.....	68
Figure 5.13 Interpolation graphique des concentrations d' <i>E. coli</i> mesurées par transect entre 6217 et 6717 mètres, en surface et en profondeur du canal urbain, par temps sec. Largeur de la rive nord vers la rive sud, longueur de l'amont vers l'aval du canal.	69
Figure 5.14 Moyennes et écarts-types des concentrations de pharmaceutiques et d'hormones mesurées dans 5 échantillons de sédiments.....	70
Figure 6.1 Impact de la concentration initiale sur la décantation d'un même échantillon de sédiments remis en suspension en jar-test à différentes concentrations (0,25 à 10 g/L).....	72
Figure 6.2 Concentrations de MES à la prise D (1,07 m) en fonction de la concentration initiale et du temps de décantation au cours des essais en colonne.....	73
Figure 6.3 Évolution de la turbidité au cours du temps, aux différentes prises de la colonne de décantation (prise B à 0,48 m ; prise D à 1,07 m et prise F à 1,66 m)	73
Figure 6.4 Variabilité de la décantation à une même concentration (0,25 g/L) pour différents échantillons de sédiments prélevés dans le canal.....	74
Figure 6.5 Relation entre les MES et la turbidité de l'eau dans les suspensions de sédiments.....	75

Figure 6.6 Distribution de particules pour différentes concentrations à 0h.....	76
Figure 6.7 Distribution observées de particules pour des concentrations de remise en suspension de 0,05 g/L et 1 g/L à 0h ; et distribution estimée de 1 g/L à 0h	76
Figure 6.8 Pourcentage du nombre cumulé de particules présentes en suspension à l'instant initial et après 24h de décantation, pour différentes concentrations initiales.....	77
Figure 6.9 Évolution du pourcentage de particules restantes en fonction du temps de décantation pour différentes concentrations de sédiments remis en suspension.....	80
Figure 6.10 Corrélation entre le volume de particules restantes et la turbidité de l'eau de mélange pour une concentration initiale de 1 g/L	81
Figure 6.11 Concentrations en métaux dans l'eau, selon différents traitements, pour une concentration initiale de 1 g/L et après 1h de décantation. Essais en jar-tests.....	88
Figure 6.12 Évaluation de la présence des métaux dans chaque fraction : dissous (<0,45µm), colloïdal (<10µm et >0,45µm) et >10µm	88
Figure 6.13 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation.....	97
Figure 6.13 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite).....	98
Figure 6.13 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite).....	99
Figure 6.13 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite).....	100
Figure 6.14 Représentation des concentrations de métaux soumis à une recommandation dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation	101

Figure 6.14 Représentation des concentrations de métaux soumis à une recommandation dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite) ...	102
Figure 6.15 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation	104
Figure 6.15 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite).....	105
Figure 6.15 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite).....	106
Figure 6.16 Évolution de la turbidité et des concentrations de Pb à l'eau brute de l'usine n°1 au cours de l'année 2012.....	109
Figure 6.17 Représentation graphique de l'indice calculé en fonction des normes du RQEP.	112
Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase >10µm de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation	115
Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase >10µm de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)	116
Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase >10µm de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)	117
Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase >10µm de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)	118

Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)	119
Figure 6.18 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)	120
Figure 6.19 Représentation graphique des log d'enlèvements significatifs par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°1	123
Figure 6.19 Représentation graphique des log d'enlèvements significatifs par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°1 (suite)	124
Figure 6.20 Représentation graphique des log d'enlèvements moyens par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°2	125
Figure 6.21 Représentation graphique des log d'enlèvements faibles par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°3	125
Figure 6.21 Représentation graphique des log d'enlèvements faibles par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°3 (suite)	126

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

Ag	Argent
Al	Aluminium
As	Arsenic
B	Bore
Ba	Baryum
Be	Béryllium
Bi	Bismuth
Ca	Calcium
Cd	Cadmium
CF	Coliformes Fécaux
Co	Cobalt
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DCF	Diclofenac
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
E2	Estradiol
EE2	Ethinyl estradiol
Fe	Fer
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
Hg	Mercure
K	Potassium
LD	Limite de détection
Li	Lithium

MDDEFP	Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MES	Matières En Suspension
Mg	Magnésium
Mn	Manganèse
Mo	Molybdène
Na	Sodium
Ni	Nickel
NOR	Norethindrone
P	Phosphore
PPSP	Produits Pharmaceutiques et de Soin Personnel
Pb	Plomb
RQEP	Règlement sur la Qualité de l'Eau Potable
Sb	Antimoine
Se	Sélénium
SMX	Sulfamethoxazole
Sn	Étain
St	Strontium
Th	Thallium
Ti	Titane
U	Uranium
USEPA	United States Environmental Protection Agency
V	Vanadium
WTP	Water Treatment Plant
Zn	Zinc

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 Représentation des points d'échantillonnage des campagnes des étés 2011 à 2013.	150
Annexe 2 Supplemental information of publication 1 – source tracking of leaky sewers : a novel approach combining fecal indicators in water and sediments	152
Annexe 3 Évaluation du temps de séjour dans le canal urbain	163

INTRODUCTION

1. Mise en contexte

La qualité de l'eau traitée d'une usine de traitement de l'eau potable dépend principalement de la qualité de l'eau brute ainsi que des procédés mis en place dans la filière de traitement. La qualité de l'eau des sources d'eau potable peut être affectée par de nombreux paramètres. Les intempéries (orages, fortes pluies, fonte des neiges, etc.) peuvent avoir des conséquences indirectes sur la source comme la fuite d'un réseau souterrain d'égout, les ruissellements sur des zones urbanisées ou industrielles, ou la remise en suspension de sédiments potentiellement contaminés. De plus, un déversement accidentel ou volontaire de produits toxiques fait également partie des sources de contamination potentielles (Ministère du Développement Durable, 2012). La protection des sources d'eau potable est un nouvel enjeu réglementaire. Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) procédera en 2013 à la mise en œuvre d'une réglementation qui obligera les exploitants de captages à procéder à une étude visant à identifier les dangers présents dans les sources d'eau potable. Le Ministère publiait d'ailleurs le 17 mai dernier la dernière version de son projet de règlement pour consultation publique. Cette stratégie vise principalement à prévenir la contamination de la source ainsi qu'à prévoir des alternatives au cours d'événements qui rendraient l'eau de la source impossible à traiter (Gouvernement du Québec, 2013).

Le principal risque de contamination de l'eau brute demeure le risque microbiologique. Les filières de traitement des usines de purification de l'eau peuvent s'équiper de différents procédés permettant l'enlèvement des microorganismes pathogènes de l'eau. Des procédés comme la filtration granulaire, la coagulation suivie d'une décantation ou une désinfection (rayons UV, ozonation, chloration, etc.) permettent leur enlèvement ou leur inactivation. Les composés chimiques ou produits émergents (pesticides, métaux, produits pharmaceutiques, toxines algales, etc.) représentent également un risque de contamination de l'eau brute. Par l'intermédiaire du Règlement de la Qualité de l'Eau Potable (RQEP), le MDDEFP a mis en place 77 normes visant à réglementer la qualité de l'eau potable (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005). Le Québec se place ainsi parmi les juridictions nord-américaines dont les normes sont les plus sévères. En particulier, ces normes

visent 11 métaux et préconisent l'absence de bactéries coliformes fécaux (CF) et d'*Escherichia coli* (*E. coli*) de l'eau traitée. Le RQEP prévoit également le contrôle de la qualité microbiologique de l'eau brute afin de pouvoir évaluer la nécessité d'une désinfection supplémentaire ou d'un accroissement de l'efficacité du traitement déjà en place (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005). En effet, le traitement de désinfection mis en place par les usines de purification de l'eau potable est défini selon le taux d'efficacité d'élimination des trois principaux microorganismes pathogènes présents à l'eau brute que sont les virus, les kystes de *Giardia* ainsi que des oocystes de *Cryptosporidium*. Plus précisément, les objectifs de traitement sont déterminés en fonction de la quantité de bactéries *E. coli*, indicateur de présence de microorganismes pathogènes, présentes à l'eau brute (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005). Les nouveaux seuils de contamination par des bactéries *E. coli* à l'eau brute, mis en vigueur depuis août 2012, sont : 15, >15 et <150, >150 et <1500, >1500 *E. coli*/100mL. Ainsi, les objectifs de traitement des installations d'eau potable augmentent avec une plus grande concentration de microorganismes indicateurs à l'eau brute, afin d'atteindre une réduction de la concentration de microorganismes pathogènes en dessous du seuil maximum de risque toléré.

Le projet de maîtrise porte sur les risques de contamination pouvant affecter une source d'eau potable et est fondé sur l'étude de cas d'un canal urbain de plus de 8 kilomètres de long dont le rôle est d'approvisionner une usine de traitement de l'eau potable. Ce canal urbain traverse une zone dense urbaine et est bordé de routes dont un échangeur autoroutier et un boulevard urbain à grand débit. Les prises d'eau brute de deux usines de traitement de l'eau potable s'alimentent dans ce canal. La première usine (Usine n°1) puise son eau à 600 m de la rive en amont du canal, sa prise d'eau auxiliaire puise son eau à l'entrée du canal (identifié par la distance 0 m), tandis que la seconde (Usine n°2) s'alimente en fin de canal, plus précisément à 7838 m de l'entrée du canal. Ce projet est une étude particulièrement pertinente à la protection de la prise d'eau potable et à la planification de l'exploitation de l'usine n°2.

Des études préliminaires ont permis d'identifier une partie des risques de contamination de ce canal urbain, donc de la source d'eau potable, en lien avec sa localisation en milieu urbain et industriel. Les principaux risques sont : (i) la circulation routière à proximité du canal à ciel

ouvert, particulièrement au niveau de l'échangeur autoroutier ; (ii) le vieillissement des infrastructures souterraines d'eaux usées; ainsi que (iii) les travaux entrepris en périphérie du canal et principalement à proximité de la prise d'eau potable (risques de déversement de substances chimiques et de remise en suspension des sédiments).

De plus, les concentrations d'indicateurs fécaux augmentent significativement dans le canal au cours de l'été, ce qui suggère la présence d'une contamination microbiologique locale. Cette situation est saisonnière, car les concentrations durant l'hiver n'évoluent pas dans le canal. Des travaux antérieurs ont montré que les populations animales proliférant à proximité du canal peuvent contribuer en partie à cette contamination, mais leurs contributions sont insuffisantes pour justifier le niveau de contamination détecté.

Enfin, diverses études ont visé la caractérisation des sédiments présents dans le canal. Ces derniers sont contaminés en métaux et HAP, et ceci principalement dans le secteur adjacent à la prise d'eau potable. Les travaux décrits dans ce mémoire visent à identifier les zones de contamination et les sources probables de ces contaminants au long du canal dans le but: (i) d'évaluer les risques potentiels à la prise d'eau potable de l'usine n°2; (ii) de proposer des mesures correctrices. En effet, il est utile d'évaluer le niveau de risque engendré par ces contaminations potentielles à la prise d'eau pour quantifier la capacité des procédés de l'usine n°2, par exemple lors de la remise en suspension de sédiments (changements hydrauliques, évènement de pluie, accident dans le canal à ciel ouvert) et de la potentielle solubilisation des contaminants dans l'eau.

L'approche expérimentale utilisée a été développée pour notre étude de cas. Elle revêt toutefois un intérêt plus large, car elle présente une méthodologie pouvant être appliquée à des cas de protection des sources d'eau potable en milieu urbain. Dans le cadre du nouveau règlement sur la protection des sources d'eau potable, les responsables des usines de traitement des eaux potables doivent compléter une évaluation des vulnérabilités de leur prise d'eau pour ensuite établir un plan de protection. Or il existe peu de méthodologies applicables à des cas en milieu urbain dense. Nos travaux proposent donc une approche pouvant être intégrée au guide accompagnant le nouveau règlement de la protection des sources.

2. Objectifs

L'objectif général de ce projet d'études est d'identifier les sources de contamination du canal d'amenée d'eau afin d'évaluer les risques potentiels à l'usine de traitement de l'eau potable. *Quels sont les risques liés à la contamination de l'eau et des sédiments d'un canal urbain en amont d'une prise d'eau potable et comment les traiter ?*

Quatre objectifs spécifiques ont été établis afin d'atteindre cet objectif général :

- 1) Préciser les sources de contamination microbiologique qui affectent la qualité de l'eau et des sédiments du canal.
- 2) Quantifier les risques au niveau de la capacité de la filière de traitement par des campagnes de terrains (profils de contaminants, analyse de sédiments, etc.).
- 3) Compléter des études de traitabilité avec des sédiments contaminés remis en suspension à l'échelle du laboratoire afin d'établir les risques pour la filière de traitement.
- 4) Formuler des recommandations au personnel de l'usine de production d'eau potable afin de pallier les risques potentiels.

3. Hypothèses de recherche

La réalisation de ce projet de recherche repose sur les hypothèses de recherche suivantes :

- 1) La qualité de l'eau et des sédiments du canal urbain sont affectés par une source de contamination fécale locale. En dehors de l'impact des populations animales et des ruissellements autoroutiers, la contamination provient principalement d'un réseau souterrain d'égouts.

Une analyse de l'eau et des sédiments par différents indicateurs fécaux et selon différentes conditions météorologiques permettra de démontrer ou de réfuter cette hypothèse.

- 2) L'état de contamination des sédiments du canal urbain peut affecter la filière de traitement de l'usine de production d'eau potable

Cette hypothèse sera réfutée si les tests de remise en suspension de sédiments du canal à l'échelle du laboratoire montrent que l'eau traitée par l'usine respecterait les normes du RQEP établies par le MDDEF. Son originalité provient du fait que la capacité de filtration de l'usine n'a pas été testée en cas de remise en suspension des sédiments.

4. Structure du mémoire

Ce mémoire débute par une revue de littérature (Chapitre 1) permettant d'orienter le projet de recherche entrepris. Ensuite, le Chapitre 2 annonce la démarche scientifique suivie sur l'ensemble du projet ainsi que les liens entre les différentes étapes. Le Chapitre 3 énonce la méthodologie employée dans le but de répondre aux objectifs fixés. Le Chapitre 4 présente l'étude de dépistage des sources de contamination de la source d'eau potable (article scientifique), en particulier l'identification de fuites du réseau souterrain d'eaux usées. Le Chapitre 5 expose les résultats complémentaires à l'article afin de compléter le portrait d'identification des sources de contamination microbiologique en amont d'une source d'eau potable en milieu urbain. Le Chapitre 6 présente l'étude du potentiel de remise en suspension des sédiments ainsi que de la solubilisation des contaminants en amont d'une prise d'eau potable, ainsi que des risques associés. Enfin, le Chapitre 7 expose une discussion générale rassemblant les éléments concluants des précédents chapitres, pour finir par les conclusions et recommandations de l'ensemble de ce mémoire.

CHAPITRE 1 REVUE DE LITTÉRATURE

Dans un premier temps, cette revue de littérature présente les types de contamination pouvant affecter la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable située en milieu urbain. Dans un second temps, une description du dépistage des sources de contamination fécale sera effectuée en accentuant sur le choix des indicateurs fécaux fréquemment utilisés et leurs caractéristiques. Dans un dernier temps, cette revue de littérature traite des conséquences liées à une remise en suspension de sédiments contaminés en métaux, des effets toxiques sur la santé de ces contaminants, des risques de solubilisation des métaux associés à une remise en suspension de sédiments, de l'efficacité des stratégies d'enlèvement des métaux dans les filières de traitement de l'eau potable, des mécanismes d'attachement des métaux aux particules ainsi que de la période de temps requise pour un retour à l'état initial suite à une remise en suspension.

1.1 Contamination à une prise d'eau potable en milieu urbain

Dans cette section seront abordés les types contamination de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable en milieu urbain ainsi que les risques engendrés.

1.1.1 Contamination de l'eau d'une source d'eau potable en milieu urbain

L'impact des infrastructures urbaines sur la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable est fortement documenté. La forte urbanisation des villes peut accroître la vulnérabilité des sources d'eau potable en raison de la hausse des concentrations de contaminants dans les réseaux d'égouts sanitaires et pluviaux, de l'augmentation du risque d'exfiltration d'égouts et des rejets d'eaux de ruissellements contaminés. La vulnérabilité des eaux de surface et souterraines aux exfiltrations d'égouts augmente avec l'âge avancé du matériel de construction, la mauvaise maintenance préventive ainsi que l'insuffisante réhabilitation des réseaux souterrains (Kuroda et al., 2011; Sercu, Van De Werfhorst, Murray, & Holden, 2011). Les exfiltrations d'égouts peuvent être significatives avec une estimation du taux d'exfiltration variant entre 0,02 et 167 L.d⁻¹.cm⁻² (Rutsch et al., 2008), ce qui représente entre 1 et 13% du débit d'eaux usées circulant dans les égouts par temps sec (Fenz et al., 2005; Musolff, Leschik, Reinstorf, Strauch, & Schirmer, 2010). Ces flux d'eaux usées sont dynamiques et sont généralement reliés à des événements de précipitations (Hillebrand, Nödler, Licha, Sauter, & Geyer, 2012; Musolff et al., 2010). En effet, le taux d'exfiltration d'égouts peut augmenter au cours d'événements de précipitations qui

entraînent une élévation des niveaux d'eau dans le réseau d'égout, donc une hausse du potentiel hydraulique (Wolf, Held, Eiswirth, & Hötzl, 2004). Par conséquent, les infrastructures urbaines peuvent avoir un impact sur la qualité des eaux souterraines et des eaux de surface comme les canaux urbains, les lacs, les rivières et les fleuves. La détection de multiples sources directes ou indirectes de contamination fécale provenant d'égouts dans une zone urbaine dense implique un suivi significatif. L'évaluation de l'impact du vieillissement des infrastructures urbaines sur la qualité de l'eau demeure difficile et se heurte à des incertitudes en particulier lorsque l'on tente d'identifier la source de contamination fécale.

En Amérique du Nord, l'alimentation de sources d'eau potable peut s'effectuer en provenance d'une nappe d'eau souterraine ou d'eau de surface. En particulier, plusieurs sources d'eau potable urbaines sont alimentées par des canaux qui se trouvent en milieu urbain, comme le montrent les usines de purification de l'eau implantées en Arizona et en Floride (Burns, 2008; Kommineni, Amante, Karnik, Sommerfeld, & Dempster, 2009). En raison de leur environnement urbain ainsi que de leur rôle dans l'alimentation en eau potable d'importantes populations, le cadre des prises d'eau potable alimentées par un canal urbain est une source spécifique faisant face à des défis particuliers, dont certains sont abordés dans ce mémoire.

La qualité de l'eau d'une source d'eau potable peut également être affectée par d'autres risques de contamination en milieu urbain liés aux transports (maritimes, ferroviaires, routiers), aux industries ou aux sols contaminés. La détermination de méthode de dépistages de source de contamination de l'eau est ainsi un enjeu majeur dans le cadre d'une source d'eau potable et de sa protection.

1.1.2 Risques engendrés par la contamination des sédiments d'une source d'eau potable

L'accumulation de sédiments se produit naturellement, avec le temps, dans les sources d'eau potable, mêmes urbaines. Au risque de contamination de l'eau d'une source d'eau potable s'ajoute celui de contamination des sédiments sous-jacents. La contamination des sédiments peut se produire suite à une contamination chimique ou microbiologique de l'eau de surface surplombante, de l'eau souterraine qui les traverse ou d'un apport direct (fèces animales).

Des études ont montré que les sédiments peuvent être soumis à l'impact des eaux usées déversées dans les eaux de surface (Brownell et al., 2007).

Les contaminants chimiques ou microbiologiques présents dans les sédiments dans une source d'eau potable constituent un risque de contamination de l'eau brute. En effet, suite à un changement hydraulique (événement de pluie, variation de débit, etc.), une remise en suspension des sédiments dans l'eau de surface ou un mélange des sédiments dans les eaux souterraines peut induire une solubilisation des contaminants chimiques ou des bactéries adsorbées aux particules remises en suspension.

1.2 Dépistage des sources de contamination fécale d'une source d'eau potable

Différentes méthodes de dépistage des sources de contamination fécale ont été développées. Dans un premier temps, l'utilisation d'indicateurs fécaux afin de détecter une contamination fécale est très rependue. Dans un second temps, certaines méthodes spécifiques consistent à identifier l'origine de la contamination, qu'elle soit humaine ou animale.

1.2.1 Dynamique des indicateurs fécaux dans l'eau et les sédiments

Cette partie traite des indicateurs de contamination fécale principalement employés comme la bactérie *E. coli*, indicateur microbiologique, ainsi que les produits pharmaceutiques et de soins personnels (PPSP), indicateurs chimiques. L'impact des conditions météorologiques sur ces indicateurs fécaux dans l'eau de surface est abordé ainsi que de leur dynamique dans les sédiments.

1.2.1.1 Indicateurs de contamination fécale

Le suivi de la variation de la qualité de l'eau suite à une contamination fécale repose souvent sur la détection et le dénombrement de bactéries indicatrices de contamination fécale (FIB), facilement mesurables, qui servent de substituts à la présence d'agents pathogènes humains (World Health Organization (WHO), 2011). Les FIB les plus utilisées sont les coliformes thermotolérants, les coliformes fécaux, les bactéries *E. coli* et les entérocoques. Leur présence dans l'eau ou le sol indique une présence potentielle de microorganismes pathogènes et une contamination par des matières fécales pouvant provenir des animaux ou des humains.

En complément de l'analyse d'indicateurs fécaux microbiens pour la détection de sources de contamination fécales, des indicateurs chimiques sont fréquemment utilisés comme les PPSP en raison de leur abondance dans certaines sources de contamination fécale comme les eaux usées brutes ou traitées.

1.2.1.2 *E. coli*

La présence de bactéries *E. coli*, un coliforme thermotolérant produit dans les intestins des animaux à sang chaud (oiseaux, mammifères, et les humains), dans l'environnement indique une contamination fécale récente et un risque probable pour la santé bien qu'il ne permette pas l'estimation de la concentration de pathogènes présents (Payment & Locas, 2011; J. Wu, Long, Das, & Dorner, 2010). *E. coli*, FIB la plus utilisée, a été identifié comme le meilleur indicateur bactérien pour prédire le risque sanitaire associé aux eaux de surface (Edberg, Rice, Karlin, & Allen, 2000; Fewtrell & Bartram, 2001) et est l'indicateur le plus répandu pour l'évaluation de la qualité microbiologique de l'eau aux prises d'eau potable (World Health Organization (WHO), 2011). En effet, la qualité d'une source d'eau potable et ses exigences de traitement sont déterminées sur la base des valeurs seuils établis de concentrations d'*E. coli* au Québec et à travers le monde (Australian Government, 2011; Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2010b; World Health Organization (WHO), 2011). La mesure de la concentration d'*E. coli* à l'eau brute d'une prise d'eau potable vient en remplacement de celle des CF et est considérée plus pertinente et plus efficace.

Cependant, l'utilisation de l'indicateur *E. coli* afin de déterminer l'ampleur de contaminations fécales ou de confirmer leurs sources comporte des limites importantes. En raison de son taux élevé de mortalité, *E. coli* est peu persistant dans l'environnement et ne permet pas d'identifier la source de contamination. Tout d'abord, la présence de la bactérie *E. coli* dans l'eau ou dans les sédiments dépend d'une multitude de facteurs environnementaux tels que la température, la prédation, la salinité et les rayonnements solaires (Brookes et al., 2004; K.H. Cho et al., 2010), qui rendent l'identification des sources difficiles (Vital, Hammes, & Egli, 2012). Ensuite, les différentes sources de contamination fécale s'expriment différemment en fonction des conditions hydrologiques ou météorologiques (Ashbolt, Schoen, Soller, & Rose, 2010; J. Wu, Rees, & Dorner, 2011). En effet, des phénomènes hydrologiques peuvent augmenter les

concentrations d'*E. coli* par plusieurs ordres de grandeur (K.H. Cho et al., 2010; Dorner et al., 2007) (cf. partie 1.2.1.4). Enfin, l'utilisation seule de l'indicateur fécal *E. coli* ne permet pas d'identifier les sources de contamination, parce qu'il n'est pas spécifique d'une contamination fécale d'origine humaine (Sercu, Van De Werfhorst, Murray, & Holden, 2009) ou d'un animal en particulier. Afin de pouvoir déterminer si la détection d'*E. coli* dans une source d'eau provient d'une exfiltration d'eaux usées, l'utilisation de contaminants plus persistants et caractéristiques des eaux usées est donc recommandée (Gasser et al., 2010).

1.2.1.3 PPSP

Les PPSP sont très utilisés par la population, se retrouvent par conséquent en grande quantité dans les eaux usées et sont considérés comme indicateurs de contamination fécale d'origine humaine. Parmi l'ensemble des PPSP utilisés pour la détection de contamination fécale, quatre d'entre eux ont été fréquemment détectés dans les eaux usées de la grande région de Montréal : la caféine (CAF), la carbamazépine (CBZ), l'acétaminophène (ACE) et la théophylline (THEO) (Viglino, Prevost, & Sauve, 2011). Contrairement aux bactéries *E. coli*, la détection de la plupart des PPSP est spécifique à une contamination d'origine humaine (Daneshvar et al., 2012; Sauvé, Aboulfadl, Dorner, Payment, & Prévost, 2012; Sercu et al., 2009).

La CAF, un stimulant nerveux, est considérée comme étant un indicateur de contamination anthropogénique et peut être utilisée comme traceur de contamination fécale récente par les eaux usées non traitées ou partiellement traitées pour compléter les informations de la surveillance des FIB dans les eaux de surface (Buerge, Poiger, Müller, & Buser, 2003, 2006; Daneshvar et al., 2012; Sankararamakrishnan & Guo, 2005; Sauvé et al., 2012; Young et al., 2008). La CBZ, un antiépileptique et antidépresseur dont l'utilisation est très répandue, est considérée comme étant un indicateur de contamination cumulée des eaux brutes et traitées en raison de sa persistance dans les eaux de surface et souterraines ainsi que de sa capacité à être détectée à de faibles concentrations (Daneshvar et al., 2012; Gasser et al., 2011; Kuroda et al., 2011; Roig, 2010). L'ACE, également appelé paracétamol, un analgésique dont l'utilisation est largement répandue, peut constituer un bon indicateur chimique des eaux usées brutes s'il y est présent à des concentrations élevées (Kasprzyk-Hordern, Dinsdale, & Guwy, 2009). Résistant à la biodégradation comme la CBZ, mais facilement biodégradable dans l'eau (Fram & Belitz, 2011; Yu, Bouwer, & Coelhan, 2006), ACE est détecté relativement fréquemment dans les eaux de

surface et souterraines affectées par les eaux usées à des concentrations variant entre plusieurs centaines de nanogrammes par litre et quelques microgrammes par litre (Fram & Belitz, 2011; Kasprzyk-Hordern et al., 2009; Kolpin et al., 2002) et a été détecté dans les eaux usées brutes à des dizaines de microgrammes par litre (Benotti & Brownawell, 2007; Kasprzyk-Hordern et al., 2009; Madoux-Humery et al., 2013). ACE a également été identifié comme l'un des PPSP les plus couramment détectés dans les sédiments de rivière (da Silva et al., 2011). Enfin, la THEO, utilisée pour le traitement de l'asthme bronchique, est présent dans des boissons et est un métabolite de la CAF.

Les demi-vies de ces composés étant généralement supérieures à leur temps de séjour dans les égouts, il est possible de les détecter dans les eaux de surface et souterraine suite à une exfiltration (Madoux-Humery et al., 2013). La CAF et la CBZ sont détectées à hautes concentrations dans les eaux usées brutes, allant de 20 à 300 µg/L pour la CAF et de 0,1 à 5 µg/L pour la CBZ (Sauvé et al., 2012), et ont fréquemment été détectées dans les eaux de surface (Buerge et al., 2006; Daneshvar et al., 2012; Fenz et al., 2005; Heberer, 2002; Miao & Metcalfe, 2003; Sauvé et al., 2012; Ternes, 1998) et les eaux souterraines (Gasser et al., 2011; Gasser et al., 2010; Hillebrand et al., 2012; Kuroda et al., 2011; Nakada et al., 2008; Seiler, Zaugg, Thomas, & Howcroft, 1999) affectées par les eaux usées, à des concentrations allant de plusieurs centaines de nanogrammes par litres à quelques milligrammes par litres. Les concentrations d'ACE varient entre non détecté et 10 µg/L dans les eaux de surface proches de rejets d'eaux usées et entre non détecté et 6 µg/L dans les eaux usées traitées (Monteiro & Boxall, 2010). Les concentrations de PPSP mesurées dans les eaux de surface ou souterraines peuvent permettre l'estimation d'un volume d'exfiltration en provenance du réseau d'eaux usées (Fenz et al., 2005; Hillebrand et al., 2012; Kuroda et al., 2011).

Cependant, les PPSP sont soumis à plusieurs mécanismes de dégradation comme la biotransformation, les transformations chimiques, la phototransformation, la décomposition microbiologique et l'adsorption (Daneshvar et al., 2012; Wolf et al., 2004) qui induisent une diminution significative des concentrations de PPSP mesurées dans l'eau et les sédiments.

1.2.1.4 Impact des conditions météorologiques sur les indicateurs fécaux dans l'eau de surface

La bactérie *E. coli* est couramment utilisée afin de déterminer le niveau de la contamination par temps de pluie (Sauvé et al., 2012). L'augmentation des concentrations d'*E. coli* au cours, suite à un événement de pluie ou à de sévères conditions météorologiques a été fréquemment rapportée (Amirat, Wildeboer, Abuknesha, & Price, 2012; Jamieson, Joy, Lee, Kostaschuk, & Gordon, 2005; Staley, Reckhow, Lukasik, & Harwood, 2012; Yakirevich et al., 2013). Cette augmentation peut provenir de la remise en suspension des sédiments, du ruissellement le long des rives, des populations animales ou d'une exfiltration d'eaux usées (J. Y. Wu, Rees, Storrer, Alderisio, & Dorner, 2009).

L'étude de Benotti and Brownawell (2007), suggère qu'un évènement de pluie entraîne une forte dilution des PPSP dans l'eau de surface et induit une diminution de leurs concentrations. Cependant, les résultats d'autres études suggèrent la tendance inverse, puisque les concentrations de bactéries fécales ont tendance à être multipliées par 10 ou 100 par temps de pluie (McDonald et al., 2006). De plus, l'étude de J. Wu et al. (2011) montre qu'une pluie intense, mais courte induit une augmentation plus importante d'*E. coli* comparativement à une pluie longue et moins intense. La variation des indicateurs fécaux par temps de pluie dépend du type de source et des caractéristiques d'échantillonnage du cas d'étude.

1.2.1.5 Dynamique des indicateurs fécaux dans les sédiments

La bactérie *E. coli* est présente dans les eaux de surface sous forme d'un colloïde libre ou associé aux particules, notamment à de particules très fines (<60µm), dont la vitesse de sédimentation est fonction de la concentration de matières en suspension (Garcia-Armisen & Servais, 2009; J. Y. Wu et al., 2009). Les particules décantées contribuent donc à la contamination des sédiments. Le taux de mortalité d'*E. coli* dans les sédiments étant nettement plus faible que dans la colonne d'eau, les concentrations mesurées y sont généralement plus élevées (Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011), ce qui suggère que le contrôle à long terme d'*E. coli* dans les sédiments peut constituer un meilleur indicateur de contamination fécale cumulée. En effet, les concentrations d'*E. coli* contenues dans les sédiments des rivières, bassins, lacs ou estuaires varient entre 1 et 500 000 MPN ou UFC par gramme de sédiments secs (Pachepsky & Shelton, 2011). La grande variation des concentrations d'indicateurs fécaux mesurées dans les sédiments

est principalement attribuée à l'hétérogénéité du sol étudié (matière organique, la présence de limon et d'argile, granulométrie, etc.) (K. H. Cho et al., 2010; Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011). En outre, les concentrations d'*E. coli* ne varient pas sensiblement dans les sols à faible teneur en matière organique et à faible proportion de particules fines (Garzio-Hadzick et al., 2010). La distribution de la taille des particules des sédiments influe sur la capacité d'*E. coli* à s'adsorber et à se développer, des sédiments plus fins étant à la fois plus propices à une contamination ainsi qu'à une remise en suspension (K. H. Cho et al., 2010; Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011). Par conséquent, ceci confirme que la présence de bactéries *E. coli* dans les sédiments peut créer un risque de contamination de l'eau sus-jacente lors d'une remise en suspension. Cependant, en l'absence de perturbation hydraulique, les sédiments contribuent difficilement à la contamination de l'eau de surface (Pachepsky & Shelton, 2011).

La dynamique des pharmaceutiques dans les sédiments est très complexe et difficile à évaluer (Kuroda et al., 2011; Löffler, Römbke, Meller, & Ternes, 2005; Sauvé et al., 2012). Selon les caractéristiques de ces composés, ils sont plus ou moins susceptibles de s'adsorber sur les particules en suspension ou les sédiments. L'influence de la solubilité des composés est discutée dans l'article (Chapitre 4).

1.2.2 Méthodes de dépistage des sources de contamination fécale

Le dépistage des sources de pollution microbienne (DSPM) est en pleine expansion en raison de la forte variabilité spatio-temporelle des indicateurs microbiologiques et de leur dynamique de croissance et de mortalité. De nouvelles méthodologies de DSPM sont apparues avec l'objectif spécifique de différencier les sources de matières fécales humaines et non humaines. Le dépistage de sources de pollution bactériennes peut se réaliser selon des méthodes phénotypiques, génotypiques ou chimiques. La plupart de ces méthodes sont très onéreuses, c'est pourquoi l'étude de McDonald et al. (2006) préconise la combinaison entre échantillonnages ciblés et méthodes DSPM peu coûteuses comme la fluorimétrie afin de détecter les sources de contamination microbiennes.

Par ailleurs, plusieurs études ont montré l'utilité de combiner différents indicateurs reconnus comme les PPSP et les FIB afin de confirmer l'origine humaine de la contamination fécale et de quantifier le rejet des eaux usées dans les débordements d'égouts unitaires, d'égouts pluviaux,

des cours d'eau urbains et des rivières (Daneshvar et al., 2012; Kuroda et al., 2011; Madoux-Humery et al., 2013; Sauvé et al., 2012). La sélection d'un indicateur approprié de contamination fécale est généralement basée sur sa spécificité, sa persistance, son abondance, sa résistance au traitement et sa variabilité à la fois dans l'eau et les sédiments (Daneshvar et al., 2012; Sauvé et al., 2012). La combinaison d'un indicateur de contamination récente et très utilisée par la population comme la CAF ou l'ACE, ainsi que d'un indicateur conservateur comme la CBZ représente un avantage pour la détection et l'identification des sources d'eaux usées, tout comme pour l'évaluation de l'échelle de temps et de la distance régissant le transport de ces indicateurs (Kasprzyk-Hordern et al., 2009; Nakada et al., 2008).

L'identification d'un risque pour la santé par une contamination microbiologique n'est possible qu'à l'aide d'un échantillonnage continu ou très fréquent en raison d'une très grande et très rapide variation du nombre de bactéries *E. coli* présentes dans l'eau (Amirat et al., 2012). En outre, les bactéries étant plus nombreuses au cours ou suite à un événement de pluie, il est important d'analyser la composition bactérienne de l'eau, de manière répétitive, à la fois par temps de pluie et par temps sec (McDonald et al., 2006).

Peu d'études considèrent à la fois l'eau et les sédiments dans un même système. Cependant, afin de prendre en compte l'impact que peuvent avoir les sédiments sur la santé, il est important de les inclure dans l'évaluation d'une contamination (Garzio-Hadzick et al., 2010). Les sédiments représentent un meilleur indicateur de contamination cumulée que la colonne d'eau surplombante (American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF), 1992; Haller, Poté, Loizeau, & Wildi, 2009). Par une étude couplée de bactéries *E. coli* présentes dans les échantillons d'eau et de sédiments, J. Y. Wu et al. (2009) a montré que les sédiments étaient liés à la source et au transport des *E. coli* de la colonne d'eau en raison de la corrélation d'un grand nombre d'échantillons d'eau et de sédiments prélevés en amont du cours d'eau étudié avec les sédiments de l'aval du cours d'eau. Par conséquent, l'analyse couplée des sédiments et de l'eau permet d'augmenter les chances de détection d'une contamination et par la même occasion peut faciliter l'identification de la source.

Ainsi, lors du dépistage d'une source de contamination fécale, il est recommandé : (i) d'analyser des indicateurs fécaux microbiens et chimiques présents en grande quantité dans les sources suspectées, (ii) de manière répétitive, (iii) selon différentes conditions météorologiques, (iv) à la

fois dans l'eau et les sédiments. L'ensemble de ces conditions est très peu observé dans la littérature.

1.3 Remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable : risques liés à la solubilisation des métaux

L'objectif second de ce mémoire étant l'évaluation des risques liés à la remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable, et plus particulièrement liés à la solubilisation des métaux, cette partie traite de l'impact de la solubilisation des métaux sur la santé humaine dans une source d'eau potable, des mécanismes de solubilisation des métaux, des stratégies d'enlèvement des métaux de l'eau, des mécanismes d'attachement des métaux aux particules ainsi que la durée de retour à la normale suite à une remise en suspension.

1.3.1 Effets des métaux présents dans l'eau potable sur la santé humaine

Selon les concentrations d'exposition, des effets nocifs peuvent être anticipés sur la santé humaine et la production d'eau potable. À de faibles expositions, certains métaux lourds sont essentiels pour une vie saine. Les oligo-éléments comme le fer (Fe), le cuivre (Cu), le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) sont présents naturellement dans les aliments ou les suppléments de vitamines. Cependant, à des doses élevées, ces métaux peuvent devenir toxiques lorsqu'ils ne sont pas métabolisés par le corps et qu'ils s'accumulent dans les tissus.

Une vingtaine de métaux sont définis comme étant toxiques. La moitié d'entre eux sont émis dans l'environnement à des quantités pouvant causer un risque pour la santé. Les métaux lourds toxiques les plus fréquemment retrouvés dans l'environnement sont l'arsenic (As), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et l'aluminium (Al). De plus, l'antimoine (Sb), le beryllium (Be), le chrome (Cr), le cobalt (Co), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le thallium (Th), l'uranium (U), le vanadium (V) et le zinc (Zn) font partie des métaux lourds auxquels il faut également faire attention. Le baryum (Ba), le sélénium, (Se), le Sb, l'As et le Th peuvent affecter le sang et sa circulation (augmentation du cholestérol, diminution du taux de sucre, augmentation de la pression sanguine, etc.). Le Be, le Cd, le Cu, le Hg et le Th peuvent causer des dommages aux organes internes tels que le foie, les reins et les intestins. L'As et le Cr peuvent affecter la peau. Le Pb peut retarder la croissance physique ou mentale chez le nourrisson et l'enfant ainsi que causer des retards irréversibles de développement neurocognitif. L'ingestion de Se ou de Th

peut entraîner des pertes de cheveux et des ongles. Enfin, l'As augmente les risques de cancer. Les métaux les plus souvent liés à une intoxication sont le Cu, le Ni, le Cd, le Cr, l'As, le Pb et le Hg (Akpor & Muchie, 2010; United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2000).

1.3.2 Solubilisation des métaux suite à une remise en suspension de sédiments

L'état de contamination des sédiments par les métaux lourds et leur distribution dans l'environnement sont dus à des déversements anthropogéniques et sont régis par l'hydrodynamique ainsi que par des processus biochimiques. La remise en suspension de sédiments peut se produire de manière naturelle et affecter la qualité de l'eau des lacs (Wang et al., 2013), des environnements côtiers (Kalnejais, Martin, Signell, & Bothner, 2007) et des rivières (Huang, Ge, Yang, Zheng, & Wang, 2012). Ces remises en suspension apportent une quantité non négligeable de métaux dans l'eau, et sont issues de changements hydrauliques causés par de forts vents, de fortes pluie ou encore par la marée et les vagues. Les travaux environnementaux de dragage dans l'objectif de dépolluer des zones contaminées peuvent également engendrer la contamination de l'eau subjacente lors de la solubilisation et la remise en suspension des contaminants contenus dans les sédiments (Cantwell, Burgess, & King, 2008; Je, Hayes, & Kim, 2007).

Suite à un déversement dans l'environnement, les métaux peuvent se retrouver sous forme dissoute, colloïdale ou particulaire avec une plus grande affinité pour la phase particulaire qui aura tendance à se déposer à la surface des sédiments. Cependant, au cours d'une perturbation, un apport d'énergie (forte pluie, vent, vagues, marée, activité humaine) peut induire une remise en suspension des sédiments de surface, lorsque ces derniers sont peu profonds. Suite à la remise en suspension des sédiments, les métaux qui étaient précédemment liés aux particules, peuvent se retrouver en phase dissoute, même si une grande proportion des métaux a principalement tendance à rester liée aux particules (Cantwell & Burgess, 2004). Ce sont les métaux dissous qui sont le plus disponibles biologiquement (Ankley, DiToro, Hansen, & Berry, 1996), les plus toxiques ainsi que les moins faciles à éliminer suite à un traitement (cf. partie 1.2.3).

La quantité de métaux relargués dans la colonne d'eau est fonction de la durée et de l'intensité de la remise en suspension (Atkinson, Jolley, & Simpson, 2007; Simpson, Apte, & Batley, 1998). De plus, la composition, les propriétés et le degré de contamination des sédiments ont un impact sur l'ampleur et la variation des contaminants relargués dans la colonne d'eau ainsi que sur la

capacité des métaux à se solubiliser (Cantwell & Burgess, 2004; Cantwell, Burgess, & Kester, 2002).

De nombreux essais de remise en suspension de sédiments à l'échelle du laboratoire ont été réalisés afin d'évaluer la quantité de métaux remis en suspension dans l'eau de mer, l'eau douce et l'eau pure (Milli-Q) (Caetano, Madureira, & Vale, 2003; Cantwell & Burgess, 2004; Simpson et al., 1998). Ces essais prennent en compte des paramètres susceptibles d'avoir un impact sur la quantité et le type de métaux solubilisés lors de la remise en suspension, tels que les caractéristiques physico-chimiques des métaux considérés, les concentrations de sédiments mises en jeu, la taille des grains, la quantité de matière organique et de sulfures volatiles (Cantwell & Burgess, 2004). L'ensemble des méthodes proposées dans la littérature possède des caractéristiques uniques qui influencent les résultats obtenus.

1.3.3 Stratégies de traitement pour l'enlèvement des métaux

Suite à une remise en suspension de sédiments contaminés en métaux lourds, les métaux peuvent se retrouver dans les phases dissoute, colloïdale ou particulaire. Les formes de métaux présentes déterminent les fractions qui pourront être enlevées suite à un traitement particulier ou à une chaîne de traitement dans une usine de purification de l'eau potable. La filière de traitement de l'usine n°2 est constituée en partie d'une préozonation, d'une coagulation saisonnière ainsi que d'une filtration directe suivie d'une désinfection aux UV et aux hypochlorites. La revue des stratégies pour l'enlèvement des métaux sera orientée vers la capacité de la filtration assistée chimiquement, donc vers la co-précipitation des métaux en conditions de coagulation typiques en traitement des eaux de surface. D'autres traitements physico-chimiques permettent l'enlèvement des métaux dans l'eau, mais ne sont pas présents dans la filière étudiée (Akpor & Muchie, 2010). Les études suivantes décrites ci-après portent donc principalement sur l'enlèvement des particules par ces différents procédés : précipitation et coagulation (cf. partie 1.2.3.1), filtration (cf. partie 1,2,3.2), préozonation (partie 1.2.3.3).

1.3.3.1 Précipitation et coagulation

L'abattement des métaux est généralement obtenu par une précipitation des métaux vers des formes insolubles (hydroxydes, sulfures et carbonates) qui est régie essentiellement par le pH et la présence de complexes métalliques. La solubilité minimale des hydroxydes de métaux varie

selon le métal considéré et les conditions de précipitation (température, force ionique, etc.) et varie considérablement selon les métaux et le type de précipité. La précipitation chimique est un procédé très répandu pour l'enlèvement des métaux lourds des eaux industrielles ou usées. L'ajout d'une base ou d'un coagulant induit la transformation des contaminants dissous en des précipités insolubles qui sont ensuite enlevés par une décantation ou une filtration (Akpor & Muchie, 2010). Les produits les plus utilisés dans ce cas sont la soude (NaOH) et la chaux (Ca(OH)_2). La chaux agit comme un coagulant alors que la soude n'intervient qu'au niveau du pH. La précipitation des métaux par la modification du pH requiert souvent l'utilisation d'un coagulant ou d'un floculant pour assurer la formation d'un floc pouvant ensuite être séparé.

La coagulation est un procédé qui permet l'enlèvement des formes dissoutes, colloïdales et particulières de contaminants dans l'eau. La coagulation dans des conditions typiques d'application pour l'abattement de la matière organique des eaux de surface peut être utilisée afin d'enlever les métaux, en étant complétée par des procédés de séparation subséquents comme la décantation et la filtration. La coagulation avec des sels de fer ou d'aluminium est efficace pour certains métaux et cause la précipitation ou la co-précipitation de certains métaux comme certaines formes d'As, Cd, Cr, Pb, Hg, Se et de l'argent (Ag). La précipitation des métaux peut être efficace dans une gamme précise de pH variant avec le coagulant employé. L'alun et les sels de fer peuvent être efficaces pour la précipitation des métaux à un pH compris globalement entre 6 et 9 avec des restrictions selon les métaux. Par exemple, l'alun est performant pour la précipitation d'As à un pH compris entre 6 et 7 (Ersoz & Barrott, 2012). Ainsi, le pH de l'eau dans la filière de traitement de l'usine de purification a une incidence sur l'efficacité de précipitation donc d'enlèvement des métaux lourds présents en solution. Il serait potentiellement nécessaire, selon l'usine et son traitement, d'ajouter ponctuellement une étape d'ajustement du pH en période de pointe des concentrations de métaux.

1.3.3.2 Filtration

L'objectif de la filtration est d'atteindre un pourcentage d'enlèvement maximal des particules. Pour cela, la filtration est souvent précédée d'étapes de coagulation et flocculation qui permettent l'agglomération des particules en flocs et l'augmentation de la taille des flocs (LeChevallier & Au, 2004) afin de rendre plus efficace l'étape de filtration en permettant l'enlèvement de la turbidité et des particules après filtration. La taille des particules floculées peut varier entre 1 et

100 μm , tandis que les particules filtrées ont un diamètre inférieur à 10 μm , et la majorité d'entre elles ont un diamètre de moins de 3 μm .

L'enlèvement des particules au cours de la filtration est régi selon trois phénomènes (Figure 1.1). Le mouvement Brownien régit les particules de très petite taille ($<1\mu\text{m}$). L'interception et la sédimentation par gravité régissent les particules de plus grosse taille ($>1\mu\text{m}$).

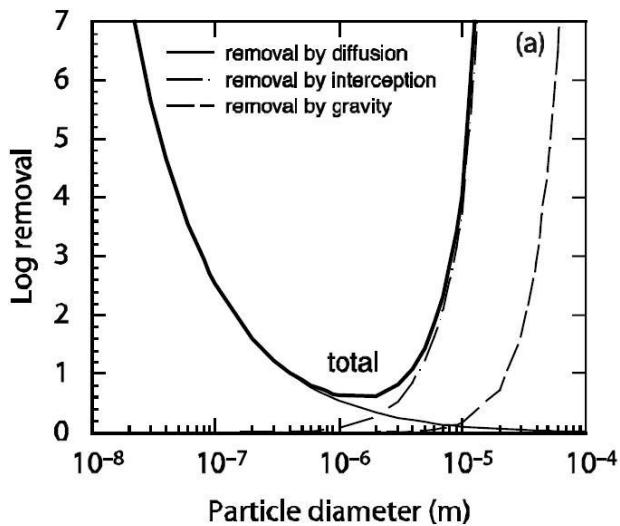


Figure 1.1 Prévision de l'efficacité d'enlèvement des particules tel que prédit par le modèle de Rajagopalan and Tien (1976) en fonction des phénomènes d'enlèvement (LeChevallier & Au, 2004) (Image libre de droits)

Tufenkji and Elimelech (2004) propose un modèle numérique permettant de prévoir l'enlèvement des particules en fonction de leur taille et des caractéristiques du lit filtrant. Ce modèle, plus complet que ceux de ses prédecesseurs, prend en compte le mouvement Brownien, l'interception et la sédimentation. Les résultats de ce modèle sont comparés à ceux d'anciens modèles (Figure 1.2), dans le cas particulier d'un filtre de 60cm de hauteur composé de grains de 0,6 mm de diamètre et pour une vitesse de filtration de 5 m/h (Lawler & Nason, 2006). Les différents modèles proposent des pourcentages d'enlèvement très différents, surtout pour les particules de l'ordre de 1 μm . Dans le cadre du modèle de Tufenkji and Elimelech (2004), les résultats montrent que l'enlèvement des particules de 1 à 2 μm de diamètre est minimal et de l'ordre de 50%. Les particules de plus de 10 μm , quant à elles, sont enlevées avec un rendement de 100%. L'enlèvement des particules de moins de 1 μm diminue lorsque la taille de ces particules augmente, ceci en raison d'une plus faible rapidité de diffusion (LeChevallier & Au, 2004).

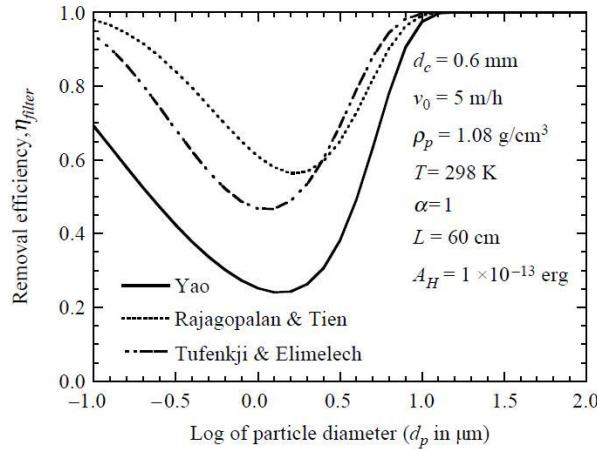


Figure 1.2 Prévision de l'efficacité d'enlèvement des particules en fonction de leur diamètre par différents modèles (Lawler & Nason, 2006) (Reproduction avec autorisation)

L'enlèvement des particules est également fonction de l'efficacité de la coagulation qui précède la filtration (Figure 1.3). Lorsque les conditions passent d'une coagulation optimale à une faible coagulation, l'enlèvement des particules de $1\mu\text{m}$ peut passer de $0,64 \log$ à près de $0,03 \log$ tandis que l'enlèvement des particules de $10\mu\text{m}$ passe de $4,00 \log$ à $0,20 \log$ (LeChevallier & Au, 2004). Ces résultats montrent l'importance de l'efficacité de la coagulation, donc d'une plus grande perturbation des particules, en amont de la filtration. Dans le cas d'une mauvaise coagulation, les particules de moins de $1\mu\text{m}$ ne seront pas facilement enlevées au cours de la filtration, tandis que les particules de plus grande taille ($>10\mu\text{m}$) seront tout de même enlevées.

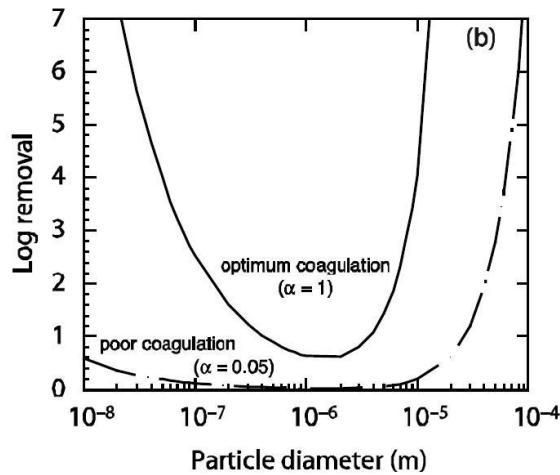


Figure 1.3 Prévision de l'efficacité d'enlèvement des particules tel que prédit par le modèle de Rajagopalan and Tien (1976) en fonction de l'efficacité de la coagulation (LeChevallier & Au, 2004) (Image libre de droits)

1.3.3.3 Pré-ozonation

En présence de coagulant, de nombreuses études ont montré l'amélioration de l'enlèvement des particules grâce à une préozonation. De nombreux facteurs influencent l'efficacité de ce procédé : les caractéristiques du coagulant utilisé, la qualité de l'eau, les dosages d'ozone (Yan, Wang, Shi, Wang, & Yan, 2007). De nombreuses études ont permis de montrer que la préozonation permettait la diminution de la turbidité et des particules à l'eau filtrée (Barbeau, 2002; Cleasby, Sintt, Watson, & Baumann, 1992; Yan et al., 2007; Yuksel, Akgiray, Saatci, Sarikaya, & Koyuncu, 2002). Suite à une préozonation avec un dosage de 1,2 mg O₃/L, la turbidité, la densité volumique des particules et les MES ont augmenté de 10% tandis que les MVES et le nombre total de particules de plus de 2 µm diminuent. De plus, le pourcentage de particules comprises entre 2 et 5 µm augmente de 70 à 74% ; le diamètre moyen diminue et la distribution des particules augmente vers les tailles inférieures. Ces résultats montrent que l'ozone permet l'oxydation de la matière organique en de fines particules qui s'agrègent ainsi que la rupture des particules les plus grosses en de plus petites (Yan et al., 2007). Puisque la préozonation déplace la distribution des particules vers les particules plus fines, elle ne peut engendrer un meilleur enlèvement des particules en sortie de filtre qu'en étant couplée avec des conditions propices à l'interception des particules.

L'ozone permet d'éliminer le fer et le manganèse, souvent responsables de la couleur de l'eau. Aucune étude n'a permis de montrer l'efficacité directe de l'ozone vis-à-vis de l'enlèvement des autres métaux lourds.

1.3.4 Mécanismes d'attachement des métaux aux particules

Les métaux sont présents sous de nombreuses formes (complexé, cationique, etc.) dans les différentes matrices de l'environnement. De manière générale, les concentrations de métaux augmentent avec une diminution de la taille des particules contenues dans les sédiments. Les métaux sont donc détectés de manière croissante dans un sol principalement composé d'argile, de limon ou de sable. La taille des particules, la matière organique, la nature des minéraux, le pH, le potentiel redox et les ions peuvent influencer les processus d'adsorption des métaux (Adriano, 2001). De plus, les sédiments les plus fins ont tendance à adsorber des contaminants (Pourabadehei & Mulligan, 2013).

Les résultats de l'étude de Zhang, He, Calvert, Stoffella, Yang, et al. (2003) sur l'attachement du phosphore et des métaux lourds sur les différentes fractions du sol, ont montré un meilleur attachement des métaux lourds sur les agrégats compris entre 0,5 et 0,25 mm ou 0,25 et 0,125 mm. De manière générale, l'attachement des métaux lourds semble augmenter avec une diminution de la taille des particules. Pour l'ensemble des métaux lourds, à l'exception de Pb et Mn, l'extractibilité des métaux par l'eau est la plus élevée dans la fraction 0,5-0,25mm, suivie des fractions 0,25-0,125 mm ; 1-0,5 mm et 0,125-0,053 mm et <0,053 mm (Zhang, He, Calvert, Stoffella, Yang, et al., 2003). Ainsi, le transport des métaux vers les eaux de surface ou eaux souterraines semble être plus facilement réalisable à partir des petits agrégats dont les pourcentages de relargage dans l'eau sont les plus élevés, c'est-à-dire pour les fractions 0,5-0,125 et 0,25-0,125 mm.

1.3.5 Durée avant le « retour à la normale »

L'évaluation du temps nécessaire afin de retrouver des concentrations de métaux inférieures ou égales aux concentrations initiales mesurées dans l'eau n'a pas été fréquemment réalisée dans la littérature en raison d'un plus grand intérêt pour la solubilisation des métaux au cours d'une perturbation/agitation.

La durée pendant laquelle les métaux restent en suspension a un impact sur les effets toxicologiques qui en découlent. Lors d'une remise en suspension de sédiments d'eau de mer au cours d'essai de courte durée (4h), les concentrations de Fe, Pb et Cu ont retrouvé leur concentration initiale dans l'eau en deux heures, parfois à des concentrations inférieures (Pb et Cu). Au bout de 4h, le Mn retrouvait sa concentration initiale, tandis que le Cd était toujours détecté à une concentration 4 fois supérieure (Caetano et al., 2003).

La littérature ne fournit aucun ou peu de renseignements sur :

- Les risques liés à la remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable, bien que de nombreuses études fassent part de l'impact de la présence de métaux dans des sources d'eau potable.
- L'impact d'une remise en suspension de sédiments en eau douce et suite à une agitation ponctuelle.
- L'impact d'un traitement sur l'enlèvement des métaux lourds dans le cadre d'une source d'eau potable.

CHAPITRE 2 DÉMARCHE DE L'ENSEMBLE DU TRAVAIL DE RECHERCHE

Ce chapitre a pour objectif de définir succinctement la démarche de l'ensemble du projet de maîtrise en présentant les différentes étapes du travail réalisé et les résultats générés. La démarche expérimentale de ce projet de recherche est bâtie en deux grandes parties, chacune d'entre elles rejoignant les deux principaux objectifs de ce mémoire. Chacune de ces deux parties contribue à l'élaboration de recommandations destinées aux usines de production d'eau potable.

2.1 Identification des sources de contamination pouvant affecter la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable (objectifs spécifiques 1 et 2)

La première partie de ce mémoire a permis d'identifier les risques pouvant affecter la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable, principalement des risques associés à la fuite d'un réseau souterrain d'égouts, et cela, grâce à des campagnes d'échantillonnage. Cette partie a été l'objet d'un article soumis pour publication (Chapitre 4).

2.1.1 Suivi de la qualité de l'eau et des sédiments du canal urbain

Le suivi de la qualité de l'eau et des sédiments du canal urbain se décompose par l'étude des données historiques de qualité de l'eau brute des usines n°1 et 2 ainsi que par des analyses de terrains effectuées sur le canal et suivant un protocole d'échantillonnage spécifique.

2.1.1.1 Suivi des données historiques des usines de purification de l'eau

La première étape du suivi de la qualité de l'eau du canal consiste à étudier les données de qualité aux prises d'eau brute des deux usines de purification puisant leur eau dans le canal urbain étudié (Usines n°1 et 2). Plus précisément, les historiques des concentrations de CF et d'*E. coli* ont été récupérés sur des périodes respectivement de 10 et 4 ans. Le positionnement des usines permet de caractériser la qualité de l'eau en amont et en aval du canal, d'en connaître les variations saisonnières et ainsi d'en déduire l'impact du canal selon les saisons. La méthodologie ainsi que les résultats de ce suivi sont présentés dans l'article (Chapitre 4).

Les données de turbidité à l'eau brute des usines n°1 et 2 ont également été analysées sur une période de 14 ans, afin d'étudier les périodes de pointes saisonnières ou occasionnelles et d'en déduire la cause. Ces résultats n'étant pas publiés, figurent dans la partie présentant les résultats complémentaires de l'article (Chapitre 5).

2.1.1.2 Campagnes d'échantillonnage

Afin d'établir le profil de qualité de l'eau et des sédiments du canal, des campagnes d'échantillonnage ont été programmées au cours des étés 2012 et 2013. Les résultats de l'étude de Yannick Rozas, stagiaire au cours de l'été 2011, ont été incorporés aux résultats des campagnes des étés 2012 et 2013. Ces échantillonnages ont été définis après examen des résultats du suivi des données historiques de contamination en indicateurs fécaux (CF et *E. coli*), qui justifie une prise d'échantillons en période estivale. Afin de couvrir un large éventail de contamination, différents paramètres et indicateurs ont été analysés à chacun des échantillons. De plus, les échantillonnages ont été réalisés au cours de différentes conditions météorologiques, afin d'étudier l'impact des événements de pluie, facteur influençant certaines des sources de contamination potentielles. L'ensemble de ces résultats a permis l'identification des sources de contamination fécale du canal. La méthodologie ainsi que les résultats de ces échantillonnages sont présentés dans l'article (Chapitre 4). Certains résultats ne figurent pas dans l'article, mais permettent de corroborer les résultats des campagnes d'échantillonnages ou d'évaluer l'utilité d'indicateurs secondaires (granulométrie des sédiments, paramètres physico-chimiques de l'eau, concentrations d'hormones et de composés pharmaceutiques dans les sédiments). Ils sont donc présentés dans le Chapitre 5.

2.1.2 Évaluation des impacts d'une fuite d'eaux usées sur la qualité de l'eau et des sédiments d'une source d'eau potable

Les résultats des campagnes d'échantillonnage et de la simulation de la mortalité et de la décantation d'*E. coli* ont permis l'estimation du volume d'exfiltration d'eaux usées ainsi que la mise en place de recommandations quant aux meilleurs indicateurs à utiliser afin de détecter une fuite d'eaux usées dans une source d'eau potable. Ces résultats figurent dans l'article (Chapitre 4).

2.2 Évaluation des risques associés à la présence de sédiments en amont d'une prise d'eau (objectifs spécifiques 3)

La seconde partie de ce projet de maîtrise visant à évaluer les risques à la filière de traitement de l'eau potable associés à remise en suspension de sédiments contaminés en métaux en amont d'une prise d'eau brute, des essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire ont été réalisés afin de quantifier la solubilisation des métaux contenus dans les sédiments ainsi que la vitesse de décantation des particules.

2.2.1 Évaluation de la décantation des sédiments remis en suspension

Des tests de décantation en jar-tests, à différentes concentrations, et sur une période de 24h, ont été complétés afin d'estimer la vitesse de décantation des sédiments du canal en mesurant l'évolution de la turbidité et des MES au cours de la décantation. Ces résultats sont complétés par des mesures de la taille des particules qui fournit avec une plus grande précision la vitesse de décantation des particules remises en suspension. Ces estimations peuvent être ensuite utilisées pour définir la zone critique dans laquelle une remise en suspension des sédiments aurait un impact sur la qualité de l'eau à la prise d'eau de l'usine n°2.

2.2.2 Pré-tests de décantation

Des pré-tests de décantation en jar-test ont été réalisés afin d'évaluer la variabilité de la décantation des sédiments remis en suspension selon la concentration initiale ainsi que la variabilité parmi différents échantillons prélevés dans le même canal urbain, mais à différentes localisations.

2.2.3 Pré-tests de solubilisation des métaux

Des pré-tests de remise en suspension de sédiments en jar-tests ont été complétés pour évaluer les concentrations de métaux contenues dans les différentes fractions du mélange eau-sédiments (dissoute, colloïdale et particulaire). Ces premières évaluations ont été ensuite comparées aux niveaux normés des métaux pour identifier des dépassements potentiels des normes d'eau potable. Suite à ces essais, une nouvelle méthodologie de décantation en colonne a été mise en place prenant en compte d'autres paramètres (taille des particules, turbidité, matières en suspension, impact de la coagulation).

2.2.4 Réalisation des essais de remise en suspension à l'échelle du laboratoire

Afin d'évaluer les risques associés à la présence de sédiments en amont de la prise d'eau, une méthodologie a été mise en place. Celle-ci consiste à effectuer des tests de remise en suspension de sédiments prélevés dans le canal urbain, à l'échelle du laboratoire.

Les objectifs spécifiques de ces essais sont : (i) d'évaluer les concentrations de métaux des différentes fractions de l'eau de mélange après une remise en suspension de sédiments dans l'eau du canal étudié, et (ii) de déterminer les vitesses de décantation des particules remises en suspension, afin d'évaluer les risques à la filière de traitement de l'eau potable lors d'une remise en suspension en amont dans le canal. En effet, la détermination des vitesses de décantation des particules remises en suspension permet d'évaluer la distance sur laquelle les particules remises en suspension décanteront, et donc d'estimer la zone critique dans laquelle telle remise en suspension aurait un impact sur la prise d'eau brute de l'usine n°2.

Les sédiments ont été prélevés dans la zone susceptible d'être la plus contaminée du canal. Ainsi, les résultats de l'étude de traitabilité représentent le pire cas possible de contamination. De plus, ces essais ont été réalisés à différentes concentrations de sédiments remis en suspension : 0,05 ; 0,25 et 1,00 g/L. Chacune de ces concentrations a été choisie afin de répondre aux cas possibles de remise en suspension. En effet, ces trois gammes de concentration permettent d'évaluer les risques associés à une faible (0,05 g/L) et moyenne (0,25 g/L) remise en suspension, et à un évènement majeur représentant le pire cas possible (1,00 g/L). La remise en suspension était réalisée sur une période de 24h, au cours de laquelle un suivi des concentrations de métaux dissous, particulaires et totaux, de la turbidité, des matières en suspension (MES) et de la taille des particules a été réalisé à intervalle de temps précis.

2.2.5 Évaluation des risques à la prise d'eau brute

Les risques à la filière de traitement de l'eau ont été évalués suite aux résultats des essais de traitabilité. Une comparaison des mesures des concentrations de métaux sous différentes fractions (dissous, particulaire et totale) aux normes en eau potable établies par le RQEP a permis d'estimer les gammes de variation des différents paramètres (concentrations des métaux dans les sédiments, concentration de remise en suspension, temps de décantations, turbidité, etc.) susceptibles de représenter un risque dans une source d'eau potable.

2.3 Recommandations aux usines de traitement de l'eau potable (objectif spécifique 4)

Enfin, suite aux résultats combinés des deux premières parties du mémoire, des recommandations globales destinées aux usines de traitement de l'eau potable ont pu être tirées.

CHAPITRE 3 MÉTHODOLOGIE

Ce chapitre présente le matériel et les méthodes utilisées dans l'ensemble de la démarche expérimentale en passant par l'étude des données historiques de la turbidité mesurée à l'eau brute et à l'eau traitée des deux usines de purification de l'eau ; la description des campagnes d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des sédiments du canal urbain ; les pré-tests de décantation; et les essais de traitabilité à l'échelle du laboratoire.

3.1 Étude historique de la turbidité à l'eau brute et à l'eau traitée des deux usines

Dans le cadre de la surveillance municipale, la turbidité a été analysée à l'eau brute et à l'eau traitée des deux usines de traitement de l'eau qui puisent leur eau brute dans le canal urbain ou juste en amont du canal, en accord avec les méthodes du *Standards Methods* (American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF), 2005).

3.2 Campagnes d'échantillonnage

La méthodologie des campagnes d'échantillonnage (méthodes d'échantillonnage et d'analyse) étant détaillée dans l'article (Chapitre 4), celle-ci ne sera pas présentée dans cette section. Seules les méthodes concernant les résultats du Chapitre 5, contenant les informations complémentaires à l'article, seront explicitées dans cette partie, c'est-à-dire l'analyse de la granulométrie et de l'épaisseur des sédiments, des paramètres physico-chimiques de l'eau, des concentrations d'*E. coli* par échantillonnage en transect de l'eau, et des concentrations en hormones et produits pharmaceutiques contenus dans les sédiments. En annexe 1 sont présentés les points d'échantillonnage des campagnes des étés 2011 à 2013 sous forme de cartes.

3.2.1 Granulométrie et épaisseur des sédiments

Deux autres paramètres ont également été évalués sur les sédiments prélevés au cours des campagnes d'échantillonnage : la granulométrie et leur épaisseur. L'épaisseur des sédiments est déterminée au cours de la campagne à l'aide d'une perche métallique enfoncee dans le sol

(GENIVAR¹). Afin d'analyser la granulométrie des échantillons de sédiments, chacun des échantillons est tamisé suite à une étape de iophilisation (cf. partie 4.2.2) sur des tamis de mailles 80 µm, 100 µm, 160 µm, 315 µm, 630 µm, 2,5 mm, 5 mm pendant 20 minutes. La distinction est faite entre les sédiments prélevés par benne (<15cm) et par carotte (<5cm).

3.2.2 Paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau prélevés au cours des campagnes d'échantillonnage

À l'analyse des PPSP et d'*E. coli* dans les échantillons d'eau s'ajoute la mesure de paramètres physico-chimiques (oxygène dissous, turbidité, pH, température et conductivité) en accord avec les méthodes du *Standard Methods* (American Public Health Association (APHA) et al. 2005).

3.2.3 Échantillonnage par transect de l'eau et interpolation Matlab des concentrations d'*E. coli*

Au cours de l'été 2013, un échantillonnage plus resserré de l'eau a été effectué par transect (en surface et en profondeur), à différents points d'échantillonnage se situant sur la section comprise entre les deux ponts qui délimitent la zone contaminée (entre 5880 et 7050 m). La figure 3.1 représente la localisation des échantillons prélevés à chacun des 9 transects. Au cours de cet échantillonnage, les concentrations d'*E. coli* sont analysées dans chacun des échantillons d'eau selon la méthode IDEXX Quanti-Tray/2000 (IDEXX, ME, USA). De même que les paramètres physico-chimiques (turbidité, pH, température, oxygène dissous, conductivité) selon les méthodes du *Standard Methods* (American Public Health Association (APHA) et al. 2005). Les concentrations d'*E. coli* ont été interpolées sur l'ensemble de la section comprise entre 6217 et 6717 m.

¹ 1600, boul. René-Lévesque Ouest, Montréal, Québec, H3H 1P9, Canada

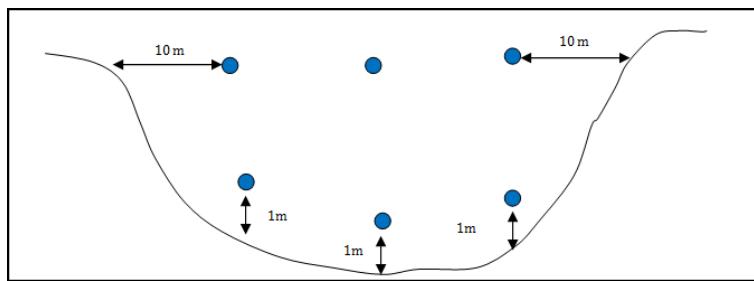


Figure 3.1 Localisation des échantillons d'eau prélevés à chaque transect au cours de la campagne d'échantillonnage de l'été 2013

3.2.4 Analyse d'hormones et de produits pharmaceutiques dans les sédiments

Un dernier échantillonnage des sédiments a été réalisé au cours de l'été 2013. À l'aide d'un carottier à main, 5 échantillons ont été prélevés (Figure A1.4) en sélectionnant les 5 premiers centimètres de la couche de sédiments. Un échantillon est prélevé dans une zone où les concentrations d'*E. coli* sont encore faibles (4977 m). Trois échantillons sont prélevés en amont des deux ponts qui encadrent la zone de contamination ainsi qu'au centre de celle-ci (5862, 6467 et 7042 m). Un dernier échantillon est prélevé entre la zone de contamination et la prise d'eau (7299 m).

La méthode d'analyse appliquée diffère de celle permettant de détecter les PPSP étudiés dans le Chapitre 4 (CBZ, CAF, THEO et ACE). Il s'agit d'une méthode d'analyse qui permet la détection de 3 hormones (l'estradiol (E2), l'ethinyl estradiol (EE2) et la norethindrone (NOR)), d'un stimulant (la CAF), d'un anti-convulsant (la CBZ), d'un antibiotique (le sulfaméthoxazole (SMX)) et d'un anti-inflammatoire (le diclofenac (DCF)). Les limites de détection sont 1 ng E2/g, 4 ng EE2/g, 1 ng NOR/g, 3 ng CAF/g, 1 ng CBZ/g, 9 ng SMX/g et 5 ng DCF/g. Tous les échantillons ont été analysés en duplicata. Les méthodes d'analyse et d'extraction seront disponibles dans Darwano, Vo Duy, and Sauvé (2013).

3.3 Tests de décantation

Des tests de décantation en jar-tests ont été réalisés sur les 7 échantillons de sédiments prélevés au cours de l'été 2011, préservés à 4°C (pendant une période de 6 mois). L'étude a été réalisée à différentes concentrations allant de 0,25 à 10 g/L. Le contenu de chaque jar-test était mélangé à

300 rpm pendant 10 min, puis au cours de la décantation, la turbidité a été mesurée à intervalle de temps connu à l'aide d'un turbidimètre (Hach 2100AN).

3.4 Essais de traitabilité

Les essais de traitabilité se décomposent en deux parties : les essais en jar-test et les essais en colonne de décantation.

3.4.1 Essais de solubilisation en jar-test

En prévision des essais de solubilisation en colonne de décantation, des pré-tests ont été réalisés en jar-tests. Ces derniers consistaient à remettre en suspension 1 g/L de sédiments prélevés dans le canal 6 mois auparavant, et conservés à 4°C jusqu'au jour de l'essai. Une masse de 2 grammes de sédiments homogénéisés a été mélangée à 2 litres d'eau milli-Q. Après un mélange de 10 minutes à 300 rpm et une décantation d'une heure, des échantillons d'eau sont prélevés. Un premier échantillon est filtré sur un filtre de porosité 0,45µm (modèle SC0407, en teflon). Le second est filtré sur un filtre de porosité 10 µm (Isopore membrane filters, 10,0 µm TCTP, CAT NO TCTP04700), préalablement lavé avec 1L d'eau Milli-Q, à l'aide d'un cône de filtration sur une fiole à vide. Le dernier restait intact. Suivant le protocole EPA 200-8, les échantillons sont acidifiés, digérés, puis analysés par ICP-MS (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1994).

3.4.2 Essais de solubilisation en colonne de décantation

Au cours des essais de solubilisation des métaux en colonne de décantation, une caractérisation des sédiments remis en suspension est requise avant l'application du protocole de remise en suspension en colonne.

3.4.2.1 Caractérisation des sédiments remis en suspension

Lors de ces essais, les sédiments utilisés sont issus d'un échantillonnage par carottage (échantillonnage réalisé par une entreprise privée et non décrit ici). La carotte prélevée a ensuite été congelée à -20°C, ce qui a permis la séparation des sédiments en couches de 2 cm tout en conservant les métaux des risques d'oxydation à l'air libre. Pour l'ensemble des essais, une boue homogène comprenant les couches entre 0 et 8 centimètres a été réalisée. Une analyse des

concentrations de métaux a ensuite été réalisée en duplicata, en se basant sur les méthodes MA. 200 – Mét. 1.2 et MA. 203 – Mét. 3.2 du centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (laboratoire externe) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2012).

Les sédiments prélevés contiennent une forte proportion d'eau. Afin de pouvoir estimer la masse de sédiments humides correspondant à chacune des concentrations des essais, il est nécessaire de faire une mesure de la teneur en eau de ces derniers. Afin d'avoir une plus grande précision du calcul, cette manipulation est réalisée en duplicata. Après homogénéisation des sédiments, environ 20 g de sédiments humides sont déposés dans des coupelles en aluminium. Suite à un séchage de 1h à 105°C, les coupelles sont déposées dans un dessiccateur afin de garder un environnement sec jusqu'au retour à température ambiante. Entre chaque manipulation le poids des coupelles est mesuré à l'aide d'une balance analytique. Ces étapes sont répétées jusqu'à ce que le poids de chaque coupelle varie de moins de 4% entre deux séchages.

3.4.2.2 Protocole expérimental de l'essai de décantation

La démarche expérimentale de remise en suspension ainsi que les analyses effectuées sont décrites dans cette partie.

3.4.2.2.1 Préparation de la colonne de décantation

Les sédiments sont mélangés à l'eau de dilution dans un bassin de mélange. Le mélange eau-sédiments est agité pendant une durée de 5 minutes. Suite à cela, une pompe permet le transfert du mélange à la colonne de décantation jusqu'à atteindre un volume de 39,7 L (2,25 mètres). Le montage expérimental peut être observé en figure 3.2 : de gauche à droite se trouvent le bassin de mélange, la pompe et la colonne de décantation. Une fois le niveau voulu atteint, la pompe et les vannes sont fermées, et le chronomètre déclenché. Des échantillons d'eau sont ensuite prélevés à intervalles de temps prédéterminés. Le tableau 3.1 précise le temps de prélèvement de chacun des échantillons et les analyses effectuées. L'ensemble des échantillons a été prélevé à la prise centrale de la colonne (1,07 m), mis à part les échantillons destinés à l'analyse de la turbidité dont le prélèvement s'effectuait, à chaque temps, à 0,48 ; 1,07 et 1,66 m.



Figure 3.2 Photographie du montage expérimental de remise en suspension des sédiments

Tableau 3.1 Temps de prélèvement et types d'analyses des échantillons d'eau

Temps de prélèvement	Concentration de métaux	MES/MVES	Compte de particules	Turbidité
0h	X	X	X	X
15 min			X	X
30 min			X	X
1h	X	X	X	X
3h				X
6h	X	X	X	X
24h		X	X	X
Eau de dilution	X	X	X	X

Pour l'ensemble des tests, l'eau de mélange correspondra à l'eau après remise en suspension des sédiments, et tout au long de la décantation.

3.4.2.2.2 Méthodes d'analyse des échantillons d'eau

L'analyse des échantillons d'eau prélevés au cours des essais de décantation en colonne prend en compte l'évaluation : (i) des concentrations de métaux ; (ii) de la turbidité ; (iii) des MES et MVES ; (iv) de la taille des particules.

3.4.2.2.1 Analyse des métaux

L'analyse des concentrations de métaux concerne 32 éléments : Al, Sb, Ag, As, Ba, Be, le bismuth (Bi), le bore (B), Cd, le calcium (Ca), Cr, Co, Cu, l'étain (Sn), Fe, le lithium (Li), Mn, le magnésium (Mg), le molybdène (Mo), Hg, Ni, le phosphore (P), Pb, le potassium (K), Se, le sodium (Na), le strontium (Sr), Th, le titane (Ti), l'uranium (U), le vanadium (V) et Zn.

Chaque échantillon destiné à l'analyse des métaux était divisé en 4 sous-échantillons. Le premier sous-échantillon était utilisé sans prétraitement. Le deuxième a été filtré sur un filtre de porosité 0,45µm (modèle SC0407, en teflon). Le troisième a été filtré sur un filtre de porosité 10 µm (Isopore membrane filters, 10,0 µm TCTP, CAT NO TCTP04700), préalablement lavé avec 1L d'eau Milli-Q, à l'aide d'un cône de filtration sur une fiole à vide. Aux 400mL du dernier sous-échantillon, ont été ajoutés 1,2 µL (équivalent à 3,5 mg/L) de PASS-10 Kemira à l'aide d'une seringue. Suite à un mélange vif sur plaque agitatrice d'une durée de 10 minutes, une partie de l'échantillon est filtré sur 0,45 µm. Une analyse des concentrations de métaux a été réalisée sur l'ensemble de ces subdivisions en se basant sur les méthodes MA. 200 – Mét. 1.2 et MA. 203 – Mét. 3.2 du centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (laboratoire externe) (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2008; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ), 2012).

Parmi l'ensemble des conditions expérimentales, 5 manipulations ont été faites en duplicata. De plus, 2 blancs de filtration sur 0,45 µm ainsi que deux blancs de filtration sur 10µm ont été analysés. Seules les fractions dissoutes (filtration sur 0,45µm), et totales ont été analysées dans l'eau de dilution.

3.4.2.2.2 Analyse de la turbidité

La turbidité a été analysée en suivant le protocole 2130 du *Standard Methods* (American Public Health Association (APHA) et al., 2005).

3.4.2.2.3 Analyse des MES et MVES

Les MES et MVES ont été analysés en suivant le protocole 2540 du *Standard Methods* (American Public Health Association (APHA) et al., 2005). Parmi l'ensemble des échantillons, 1 échantillon a été analysé en duplicata.

3.4.2.2.2.4 Analyse de la taille des particules

La taille des particules contenues dans les échantillons d'eau prélevés a été déterminée à l'aide d'un analyseur de dispersion photométrique qui permet la mesure de la taille des particules de plus de 2 μm et leur dénombrement (Ball, Carrière, & Barbeau, 2011).

CHAPITRE 4 ARTICLE 1 – SOURCE TRACKING OF LEAKY SEWERS: A NOVEL APPROACH COMBINING FECAL INDICATORS IN WATER AND SEDIMENTS

Ce chapitre présente les résultats de suivi de la qualité de l'eau et des sédiments dans une source d'eau potable en milieu urbain. Cet article utilise les résultats de l'échantillonnage de l'eau et des sédiments dans le canal afin de proposer une méthode de dépistage des sources, principalement appliquée aux fuites d'eaux usées.

SOURCE TRACKING OF LEAKY SEWERS : A NOVEL APPROACH COMBINING FECAL INDICATORS IN WATER AND SEDIMENTS

Hélène Guérineau^{a,*}, Sarah Dorner^b, Annie Carrière^a, Natasha McQuaid^a, Sébastien Sauvé^c, Khadija Aboulfadl^c, Mariam Hajj-Mohamad^a, Michèle Prévost^a

^a NSERC Industrial Chair on Drinking Water, Department of Geological, Mining and Civil Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada.

^b Canada Research Chair in Source Water Protection. Civil, Geological and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada.

^c Department of Chemistry, Université de Montréal, Montréal, QC, Canada.

Abstract

In highly urbanized areas, surface water and groundwater are particularly vulnerable to sewer exfiltration. In this study, as an alternative to Microbial Source Tracking (MST) methods, we propose a new method combining microbial and chemical fecal indicators (*Escherichia coli* (*E. coli*)) and wastewater micropollutants (WWMPs) analysis both in water and sediment samples and under different meteorological conditions. To illustrate the use of this method, wastewater exfiltration and subsequent infiltration were identified and quantified by a three-year field study in an urban canal. The gradients of concentrations observed suggest that several sources of fecal contamination of varying intensity may be present along the canal, including feces from resident animal populations, contaminated surface run-off along the banks and under bridge crossings,

release from contaminated banks, entrainment of contaminated sediments, and most importantly sewage exfiltration. Calculated exfiltration-infiltration volumes varied between 0,6 and 15,7 m³/d per kilometer during dry weather, and between 1,1 and 19,5 m³/d per kilometer during wet weather. WWMPs were mainly diluted and degraded below detection limits in water. *E. coli* remains the best exfiltration indicator given a large volume of dilution and a high abundance in the wastewater source. WWMPs are effective for detecting cumulated contamination in sediments from a small volume source and are particularly important because *E. coli* on its own does not allow source tracking.

Keywords

Urban canal; fecal indicator; water quality; source tracking; *Escherichia coli*; wastewater micropollutants.

4.1 Introduction

Dense urban areas, with their high loads of contaminants to sewer networks, render drinking water sources vulnerable to sewer overflows, sewer exfiltration and discharges of contaminated runoff. Surface and ground waters are particularly vulnerable to sewer exfiltration as ageing and poorly maintained infrastructures carry untreated wastewater containing high concentrations of contaminants (Kuroda et al., 2011; Sercu et al., 2011). Sewer exfiltration can be significant; reported rates range from 0,02 to 167 L.d⁻¹.cm⁻² (Rutsch et al., 2008) representing 1 to 13 % of sewage dry-weather flow (Fenz et al., 2005; Musolff et al., 2010). Fluxes from sewer leakage are dynamic and can increase during precipitation events when water levels in the sewer systems increase, thereby increasing the hydraulic potential (Musolff et al., 2010; Wolf et al., 2004). The detection of multiple non-point and point sources of fecal contamination from leaking sewers in a dense urban area constitute significant monitoring and conceptual challenges, especially when attempting to identify the source of fecal contamination.

Escherichia coli (*E. coli*) is a widely used fecal indicator bacteria (FIB) and has been identified as the best bacterial indicator to predict sanitary risks in surface waters (Edberg et al., 2000). Indeed, the quality of a drinking water source and its treatment requirements are determined based on established threshold values of *E. coli* concentrations (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2010b). Despite being widely used, the application of *E. coli* data to identify

the extent of fecal discharges or to confirm their source has significant limitations. First, the occurrence of *E. coli* in water or soil is dependent on a multitude of environmental factors including temperature, predation, solar radiation and salinity (Brookes et al., 2004; K.H. Cho et al., 2010) making source identification challenging (Vital et al., 2012). Second, a shift in fecal bacteria sources in relation to hydrologic conditions can occur (Ashbolt et al., 2010; J. Wu et al., 2011) and hydrologic events (rain or severe weather conditions) can increase *E. coli* concentrations by several orders of magnitude (Amirat et al., 2012; K. H. Cho et al., 2010; Dorner et al., 2007). As *E. coli* is present in surface water as a free-floating colloid or associated with very fine particles it has varying settling velocities (Garcia-Armisen & Servais, 2009; J. Y. Wu et al., 2009) and can be prone to re-suspension (K. H. Cho et al., 2010). Finally, *E. coli* concentrations in sediments can vary according to the heterogeneity of the studied material (organic matter, presence of silt and clay, grain size, etc.) (K. H. Cho et al., 2010; Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011) but *E. coli* tends not to vary substantially in soils with low organic matter content and low proportion of fine particles (Garzio-Hadzick et al., 2010).

Overall, *E. coli* or FC (fecal coliform) concentrations in the water and underlying sediments are poorly correlated as fecal contamination during base flow is likely due to wildlife or leaching from septic systems or sewer lines (Pachepsky & Shelton, 2011). The mass exchange between freshwater sediments and the water column is complex, involving hyporheic exchanges, and net settling of fine particles are determined by re-entrainment rather than by the intrinsic velocity (Jamieson et al., 2005). On the other hand, die-off rates appear lower in the sediments than in the water column and less sensitive to low temperature (Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011). Nevertheless, significant correlations between *E. coli* concentrations in the sediments and the water column have been reported (Byappanahalli, Fowler, Shively, & Whitman, 2003; J. Y. Wu et al., 2009).

An important limitation of *E. coli* is that it is not human specific (Sercu et al., 2009) making other animals potential contributors to *E. coli* densities. Microbial source tracking (MST) is in expansion as a result of the microbial indicators' high spatial and temporal variability, and

variable dynamics of growth and mortality. New MST methodologies have emerged with the specific objective to discriminate between human and non-human fecal sources. Library independent methods have made great recent advances but although promising, a large round robin study on 41 MST methodologies raised significant issues about their sensitivity, cross reactivity and specificity (Boehm et al., 2013). An alternative approach to discerning between human and non-human sources of *E. coli* is to combine it with the detection of specific wastewater micropollutants (WWMPs), such as carbamazepine (CBZ), caffeine (CAF), acetaminophen (ACE) and theophylline (THEO). The selection of the tracer WWMPs is generally based on their specificity, persistence and abundance. Recent studies have demonstrated the usefulness of combining WWMPs and FIBs to confirm human sources and quantify the discharge of wastewater in combined sewer overflows, storm sewers, urban streams and rivers (Daneshvar et al., 2012; Kuroda et al., 2011; Madoux-Humery et al., 2013; Sauvé et al., 2012). CAF can be used as a tracer of recent contamination by untreated or partially treated sewage in surface waters to complement information from the monitoring of FIB in surface water (Buerge et al., 2003, 2006; Daneshvar et al., 2012; Sankararamakrishnan & Guo, 2005; Sauvé, Aboulfadl, Dorner, Payment, & Prévost, 2011; Young et al., 2008). CBZ, a widely used antiepileptic and antidepressant drug is considered as a cumulative tracer of raw and treated wastewater because of its persistence in surface and groundwater and its detection at low concentrations (Daneshvar et al., 2012; Gasser et al., 2011; Kuroda et al., 2011) and has been used in order to quantify sewer exfiltration in groundwater. ACE, also called paracetamol, an analgesic whose use is widespread, might serve as a good chemical tracer of raw wastewater if present at high concentrations in raw sewage (Kasprzyk-Hordern et al., 2009). Resistant to biodegradation like CBZ but easily biotransformed in water (Fram & Belitz, 2011; Yu et al., 2006), ACE is relatively frequently detected in surface and ground water affected by sewage (Fram & Belitz, 2011; Kasprzyk-Hordern et al., 2009) and has been detected in raw wastewater at tens of micrograms per liter (Benotti & Brownawell, 2007; Kasprzyk-Hordern et al., 2009). ACE has also been identified as one of the most commonly detected WWMPs in river sediments (da Silva et al., 2011). Finally, THEO, which is used for the treatment of bronchial asthma, is present in soft-drinks and also is a metabolite of CAF. CAF and CBZ are detected at high concentrations in raw wastewater, ranging from 20 to 300 µg/L for CAF and from 0,1 to 5 µg/L for CBZ (Sauvé et al., 2012), and has been frequently detected in surface water (Buerge et al., 2006; Daneshvar et

al., 2012; Heberer, 2002; Sauvé et al., 2012) and in groundwater (Fenz et al., 2005; Gasser et al., 2011; Heberer, 2002; Hillebrand et al., 2012; Kuroda et al., 2011; Nakada et al., 2008; Seiler et al., 1999) affected by sewage, at concentrations ranging from several hundred nanograms per liter to several milligrams per liter.

To target critical zones susceptible to contamination in urban water systems subjected to infiltration, we propose a new method combining the analysis of microbial and chemical fecal indicators (*E. coli* and WWMPs (CAF, CBZ, THEO, ACE)), both in water and sediment samples. In order to identify and quantify wastewater infiltration, the fate of indicators in the water column and sediment was monitored in an urban canal during dry weather (DW) and wet weather (WW), which constitutes a strong case study to illustrate the use of this combination of indicators because of its relatively simple hydraulics. The simple hydraulics allows for a reliable estimation of the apportionment of sources of fecal contamination and the verification of estimates of common parameters (i.e. inactivation coefficients, settling rates) governing the fate of fecal contaminants. This would not be possible in natural waters as they are more complex and have greater temporal variability.

The main objective of this study was to locate and quantify sources of fecal contamination, namely wastewater from leaking sewers and animal sources, by measuring gradients of *E. coli* and WWMPs in water and sediments. The secondary objectives were to: (1) evaluate relationships among microbial and pharmaceutical indicators in sediments and water subject to wastewater exfiltration; (2) evaluate the limitations for application of indicators to detect wastewater leakage; (3) and to identify the best combination of indicators for a variety of contamination sources.

4.2 Material and Methods

4.2.1 Sampling methods

Water sampling. The study site is described in supplementary material and table A2.1 summarizes the type and frequency of sampling according to the weather at the time of sampling

and prior precipitation. A total of 154 water samples were collected during DW and 105 during WW. In 2011, sampling was conducted upstream from five bridges crossing the canal and at two water treatment plants intakes, WTP1 and WTP2, respectively located at the entry point and downstream the canal. In 2012, sampling was intensified in the zone between two bridges which revealed the highest contaminant concentrations (bridges 4 and 5). In 2013, additional longitudinal and horizontal transects were added to the most contaminated zone. WW was defined as more than 8 mm of precipitation in 24 hours. Samples were collected in 250mL autoclaved bottles for the analysis of *E. coli*. For WWMPs conservation, a sample volume of 40 mL was filtered through 0,45 µm pore size mixed cellulose membranes (Millipore, MA, USA) in pre-cleaned glass bottles (12 hour-washing in 25% HCl solution followed by 4 hours in an oven at 500°C), and pH was adjusted to 2,8 by adding a solution of formic acid (purity 98%) (Fluka Analytical, SIGMA-ALDRICH, Oakville, ON, CA) to avoid degradation of the compounds. Sampling locations are identified according to their distance from the canal entry. To decorrelate samples taken the same day, sampling was performed from downstream to upstream (Sercu et al., 2009).

Sediment sampling. During DW, 33 sediment samples were collected (Table A2.1). The sediments were collected either by a small stainless steel Ponar Grab sampler (n=17) or by a hand corer (n=23). Each sample was placed in a sterile container and stored at 4°C until analysis, and frozen at -25°C if the WWMP analysis was not performed within 24 hours. Sample depth was different for the hand corer as compared to the Ponar Grab sampler (maximum of 5 cm versus maximum of 15 cm), results were interpreted considering the effects of sediment sample depth on concentrations of *E. coli* and WWMPs. Tandem mass spectrometry measurements of the caffeine metabolite THEO could actually include some paraxanthine (another caffeine metabolite) that has an identical mass fragmentation pattern but both molecule are tracers of caffeine metabolism and hence not so much of concern.

4.2.2 Analytical methods

Water analysis. *E. coli* concentrations were analyzed in 259 water samples using the IDEXX Quanti-Tray/2000 method (IDEXX, ME, USA). Measured concentrations are expressed in MPN/100mL with a detection limit (DL) of 1 MPN/100mL. WWMPs analyses were performed in 108 water samples (81 during DW and 27 during WW) by on-line solid-phase extraction

combined with liquid chromatography electrospray tandem mass spectrometry with positive electrospray ionisation (SPE-LC-ESI-MS/MS) first developed by (Viglino, Aboufadel, Daneshvar Mahvelat, Prévost, & Sauvé, 2008). Detailed information on the analytical method is available in (Sauvé et al., 2012). DLs were 6,5 ng/L for CAF, 0,52 ng/L for CBZ, 6 ng/L for THEO and 10 ng/L for ACE. All samples were analyzed in duplicate. The median values of laboratory and sampling blanks were not-detect for CBZ, THEO and ACE and below the DL for CAF.

Sediment analysis. *E. coli* concentrations were measured in 33 sediment samples. A homogeneous suspension was obtained by adding a mass of 5 grams of wet sediments in 100mL of 0,1% peptone water in duplicate. The suspension was mixed horizontally and vertically for 30 minutes with a Multi-Wrist Shaker Barnstead ® Labline at level 8. Following 30 seconds of settling, 70 mL of the supernatant of the first duplicates were removed, completed with 30 mL of the other duplicate. *E. coli* was then analyzed on the homogeneous solution as for water analysis. Concentrations obtained are expressed as MPN per gram of dry weight (dw). In 2011, the method was similar, except for the mixing which was performed twice for one minute, followed by ten minutes of separation. DL was 0,51 MPN/g dw.

The analysis of WWMPs in sediments (7 sediment samples taken by the hand corer and 8 by the Ponar Grab sampler) were performed by a multi-residue method based on the ultrasonic-assisted extraction, clean-up by SPE and analytical determination by HPLC-APCI-MS/MS. Extraction and analytical methods are described by Hajj-Mohamad, Aboufadel, Prévost, and Dorner 2013). DL was defined as 3 707 times the standard deviation ($n = 5$) of analyte measurements in sample sediment extract at 1 μ g/L. DLs were 0,01; 0,32; 0,33 and 0,41 ng/g dw for ACE, CBZ, THEO and CAF respectively.

Statistical methods. As some variables were log normal (CAF, ACE and *E. coli* in sediment samples) and other were not (*E. coli* and WWMPs in water samples and CBZ and *E. coli* in sediment samples), non-parametric methods were selected, namely the Spearman rank correlations and Kruskal-Wallis ANOVA analysis (Statistica Version 10). Unless stated otherwise, correlations and differences were considered significant if $p < 0,05$.

4.3 Results and discussion

4.3.1 Occurrence and variation of *E. coli* in water and sediments

Historical concentrations of *E. coli* in the urban canal show significant seasonal variations with decreasing values upstream of the canal and increasing values downstream of the canal during the period of May to November (n=208) (Figure 4.1). Similar trends are noted for FC when considering the data collected by the utility over a period of 10 years (Figure A2.2). While decreasing indicator concentrations are observed during the period of December to March, increases up to 1,6 log \pm 1,4 of *E. coli* and 2,1 log \pm 2,0 of FC were detected in the canal from May to November. Incoming values of *E. coli* at WTP2 remain low as they increase from a mean value of 4 MPN/100mL during winter (November to April) to 50 MPN/100mL in summer. Nevertheless, this increase goes against expected seasonal decreases in *E. coli* concentrations at surface water intakes in this region (Lefebvre, 2011) associated with reduced WWTP loads due to seasonal disinfection practices at WWTPs and higher die-off rates in higher water temperatures (Ouattara, de Brauwere, Billen, & Servais, 2012).

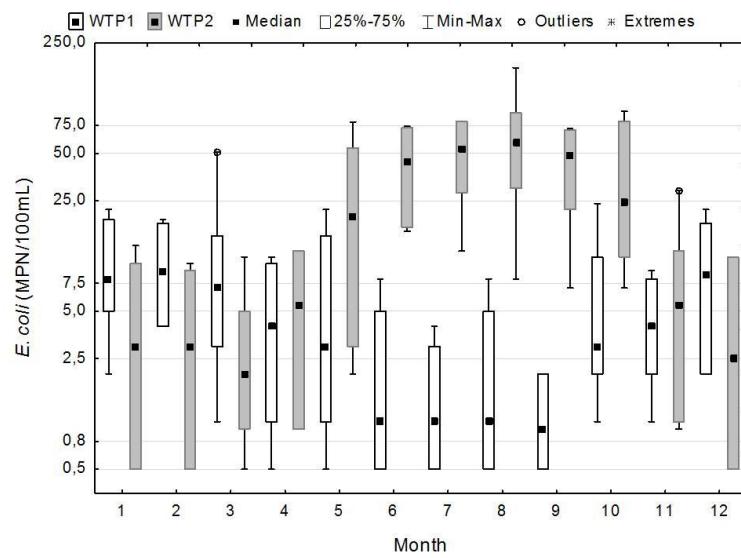


Figure 4.1 Seasonal variations of *E. coli* concentrations upstream of the canal at WTP1 and downstream at WTP2 measured over 4 years (n=208).

A gradient of *E. coli* concentrations in water was observed during this period intensifying progressively at about 5000 m into the canal and showing a steeper increase after 5880 m (Figure A2.3). To facilitate the interpretation of results and focus on areas of interest, the study area was

separated into several zones (A-E) (Figures A2.1 and A2.3). Net *E. coli* concentrations in the canal were corrected for the incoming concentrations at WTP1 on each sampling date. Figure 4.2 shows the variations of *E. coli* concentrations measured in each section during DW and WW in reference to concentrations measured at WTP1 fed directly at the canal's entry. Table A2.2 summarizes basic statistics of the changes from Zones A to E. The modest increases in concentrations in Zones A & B are progressive over a distance of 6320 m and of the same order of magnitude as incoming concentrations, suggesting the presence of local sources of contamination. Incoming concentrations and net increases of *E. coli* concentrations in zones A & B of the canal are higher than incoming concentrations but only significant during WW ($p<0,05$). A steeper gradient observed in Zone C indicates the presence of larger inputs of contamination as *E. coli* concentrations increase steadily and significantly ($p<0,05$) in DW or WW over a distance of 730 m. Zone D is the most contaminated area of the canal in which the concentrations continue to increase over a distance of 790 m indicating the presence of additional sources of fecal contamination. Additionally, during and after WW, *E. coli* concentrations increase an average of 11,6 MPN/100mL, results which are similar to other studies demonstrating leaky sewer infiltration into surface waters (Amirat et al., 2012; Dorner et al., 2007).

The gradients observed suggest that several diffuse and potentially point sources of fecal contamination of varying intensity may be present along the canal and are either internal (resuspension of contaminated sediments) or external (wildlife, surface run-off, sewage exfiltration). During the study period, the canal was operated at quasi constant flow with small diurnal and seasonal adjustments (<15%). Under these flow conditions, turbulent flow is present and net but modest particle deposition occurs between WTP1 and WTP2 during the summer period. Gradients of turbidity across the canal support this assumption. Historical turbidity trends show a net average removal of $0,59\pm0,73$ NTU (22%) between WTP1 and WTP2 during the period of May to July over a period of 14 years ($n=1285$). Turbidity profiles in the zones measured during our sampling reveal slightly larger net turbidity removals especially during WW (Figure A2.7) and an apparent inverse correlation between turbidity and *E. coli* concentrations as observed in figure A2.8. Considering the mass of solids needed to explain the *E. coli* increase (Figure A2.9) and the net deposition of particles indicated by turbidity trends, the contribution to *E. coli* in the bulk flow attributable to sediments re-suspension is most probably negligible.

E. coli concentrations in sediment samples along the canal support these assumptions. *E. coli* concentrations measured in sediment samples varied between below DL and 180 MPN/g dw with an average of $9,9 \pm 30,7$ MPN/g dw. They fall in the low range of reported *E. coli* concentrations in river, basin, lake or estuary sediments that vary between 1 and 500 000 MPN or CFU (Colony-Forming Unit) per gram dw (Pachepsky & Shelton, 2011). Pachepsky and Shelton (2011) computed a correlation between *E. coli* and FC in the sediments and water column from five US locations including a stream, runoff basin, lake and rivers. Although such correlations are weak, the measured sediment *E. coli* concentrations appear lower than expected in proportion to the *E. coli* concentrations measured in water. They reflect the flow conditions that are not favorable to the deposition of the majority of finer particles with low settling velocities ($<0,1\text{m/h}$) that are poorly removed ($<5\%$) at a hydraulic loading rate of approximately 1,8 m/h at average flow rate. Moreover, in streams and rivers, the actual net sedimentation velocities of fine sediments and associated bacteria are typically two orders of magnitude lower than those estimated by Stokes' law (Jamieson et al., 2005). Furthermore, in the absence of hydraulic disturbances, as is the case in our study site, sediments hardly contribute to the contamination of surface water and significant correlations are not expected (Pachepsky & Shelton, 2011). Concentrations of *E. coli* in the water and underlying sediments were weakly correlated ($\rho=0,24$, $p>0,05$, $n=33$), which is in agreement with other reported correlations ($r=0,49$ (Byappanahalli et al., 2003) and $r=0,30$ (J. Y. Wu et al., 2009)).

A gradient of *E. coli* concentration in sediments was clearly present with average values increasing progressively by a factor of 13 from $1,02 \pm 0,61$ (A), $2,06 \pm 1,8$ (B), $10,8 \pm 22,9$ (C), $38,9 \pm 79,0$ (D) and $12,3 \pm 0,5$ MPN/g dw (E). Figure A2.5 also shows that variability in the measured concentrations increases in Zones C and D which are located in or downstream of the suspected intense fecal discharge zone as identified by the gradient of *E. coli* concentrations in water. In Zone E, stagnant conditions lead to higher and more stable *E. coli* concentrations in sediments and greater settling of the remaining finer particles, as confirmed by the lowest measured turbidity values (Figure A2.7). The variability of *E. coli* concentrations in sediments in each zone is significant but in agreement with prior reports stating 2 to 5 orders of magnitude variations even at the same site in the same watershed (Pachepsky & Shelton, 2011). On average, silt represented 65,7% of the sediments ($<0,1$ and $>0,01$ mm) and clay represented only 10,8%

(<0,01 and >0,001 mm) and *E. coli* concentrations in sediments were significantly correlated with the fraction of fine particles (<0,1 mm) (0,58, p<0,05, n=17) (data not shown).

Conflicting observations are reported on *E. coli* gradients with sediment depth ranging from not detectable in the first 10 cm to an order of magnitude decrease per 2 cm (Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011). Sampling the surface layer (1 cm) of the sediments is recommended because it is more representative of sediments re-suspension under varying hydraulic conditions (Pachepsky & Shelton, 2011). Our sediment samples were collected using two procedures, a core sampler that allows for the collection of the first 5 cm of sediment, and a grab sampler that collects up to 15 cm of sediments. Figure A2.6 shows that a small but non-significant (p>0,05) inverse gradient (16,1 MPN/g dw on average) was present in our set of samples.

Sediments with low organic content (2,7±2,1%) and low proportion of fine particles showed low accumulation of *E. coli* (K. H. Cho et al., 2010) which could partly explain the relatively low concentrations of detected *E. coli* (Figure A2.5).

4.3.2 Discharge and location of fecal contamination

Longitudinal gradients observed suggest that several sources of fecal contamination may be present along the canal, including feces from resident animal populations, contaminated surface run-off along the banks and crossing bridges, sewage exfiltration, release from contaminated banks and entrainment of contaminated sediments. Given the simple flow pattern of the canal, it is easy to estimate masses of *E. coli* discharged to each zone after accounting for die-off of attached and free *E. coli* (Ouattara et al., 2012), and sedimentation (Chapra, 1997). The density of wildlife needed to account for the changes in *E. coli* can be estimated by using reference daily FC production per animal (Table A2.3). At first look, in Zones A and B, the modest and progressive increase in *E. coli* concentrations could be associated with the discharge and subsequent transport by run-off from feces of resident birds, muskrat, beavers, etc. The estimated discharge of $6,3 \times 10^{10}$ and $1,2 \times 10^{11}$ MPN during DW and WW over a distance of 6320 m could be explained by a realistic density of roosting birds, but is highly improbable if mammals are considered as the primary source. The increases observed in Zones C and D correspond to a potential discharge of $4,6 \times 10^{10}$ and $7,0 \times 10^{10}$ MPN of *E. coli* during DW and WW over a period of 41,4 hours in a relatively short section of the canal located between 5880 m and 7050 m. In that section, the

extent of the discharge in the time frame cannot realistically be attributed to animal sources, and other sources such as illicit discharges or exfiltration from sewers must be considered. Significant bird colonies and nests, mainly swallows and pigeons, were observed under 2 out of 8 bridges crossing the canal. Sampling upstream and downstream of these bridges was completed to determine the potential impact of wildlife and no significant changes in *E. coli* concentrations were observed (Figure A2.4). This lack of apparent contribution suggest that the contamination from modest bird colonies and nesting mammals such as raccoons under these bridges were insufficient to explain the large increases in *E. coli* mass loadings observed.

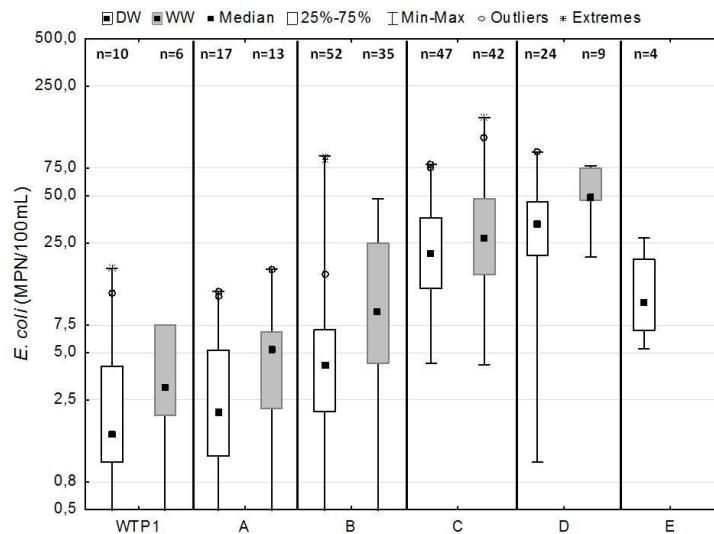


Figure 4.2 Incoming concentrations (WTP1) and net increases of *E. coli* concentrations in the canal zones during DW and WW. Study zones A-E are defined as per distance from canal entry: A:0-4130m; B:4130-6320m; C:6320-7050m; D:7050-7840m; E:7840-8250m.

As the area of steepest gradient was identified between 5862 m and 7067 m in which two bridges are located, additional sampling was conducted to further investigate the location of the potential discharge points. Figure 4.3 shows a somewhat gradual increase through the section of the canal and a clear amplification of the discharges during WW periods. The progressive *E. coli* increase observed in figures 4.2 and 4.3 suggests a contribution from multiple discharge points.

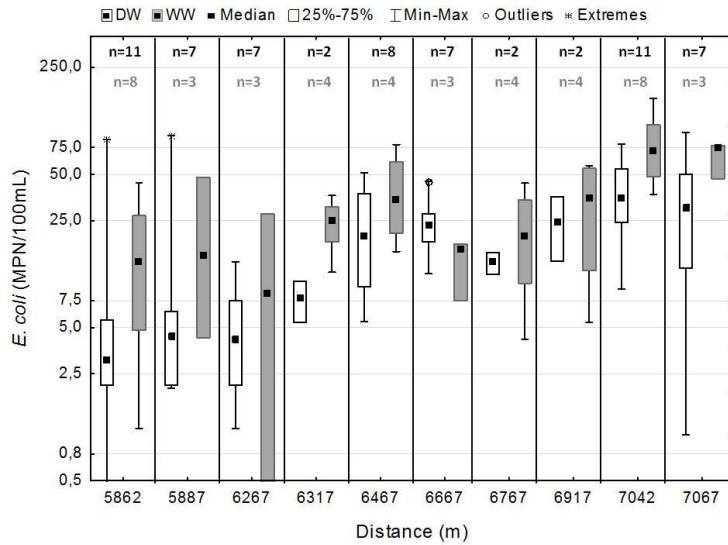


Figure 4.3 Detailed investigation of water phase *E. coli* concentrations from 5862 m to 7067 m, during DW and WW. Two bridges were sampled: 5862m=B1-upstream; 5887m=B1-downstream; 7042m=B2-upstream; 7067m=B2-downstream.

4.3.3 Occurrence and variations of WWMPs in water and sediments and comparison with *E. coli* concentrations

Four WWMPs, namely CAF, ACE, THEO and CBZ, were analyzed in 108/259 water samples during DW and WW periods. The concentrations of CBZ, THEO and CAF were very low during DW and WW (Figure 4.4, Table A2.4) and fall within the low range of values measured in Canadian rivers ranging from 10 to 100 ng/L (Barber, Brown, & Zaugg, 2000) and are close to concentrations of CAF (112 ng/L) and CBZ (5 ng/L) previously measured in this source (Daneshvar et al., 2012). They reflect the low level of fecal contamination of the source and the large dilution provided by the very high flow of the canal ($5,9 \times 10^5$ m³/d). Soft drink cans found along the canal could represent a direct source of CAF, but the mass of CAF corresponding to the measured average increase during WW of 11,7 ng/L in Zone C is unrealistic (86 full cans per day). CBZ can be considered as an indicator of cumulative wastewater discharges because of its greater persistence and thus is poorly correlated to FC or *E. coli*. CBZ is not a good indicator when considering small volumes of intrusion in relation to a high volume of dilution (Hillebrand et al., 2012). Overall, CAF was correlated with CBZ (0,52, p<0,05, n=108) and THEO (0,28; p<0,05, n=108), especially in WW for CBZ (0,69, p<0,05, n=27). The CAF/CBZ ratio was

assessed at each sampling point and for each event (Daneshvar et al., 2012) using concentrations in water presented in figure A2.10. The calculated ratios increased in the canal from a low value of 17,2 at the WTP1's raw water intake to a median of 40,8 at the end of Zone B, suggesting that a significant amount of raw sewage is discharged into the canal just before Zone C.

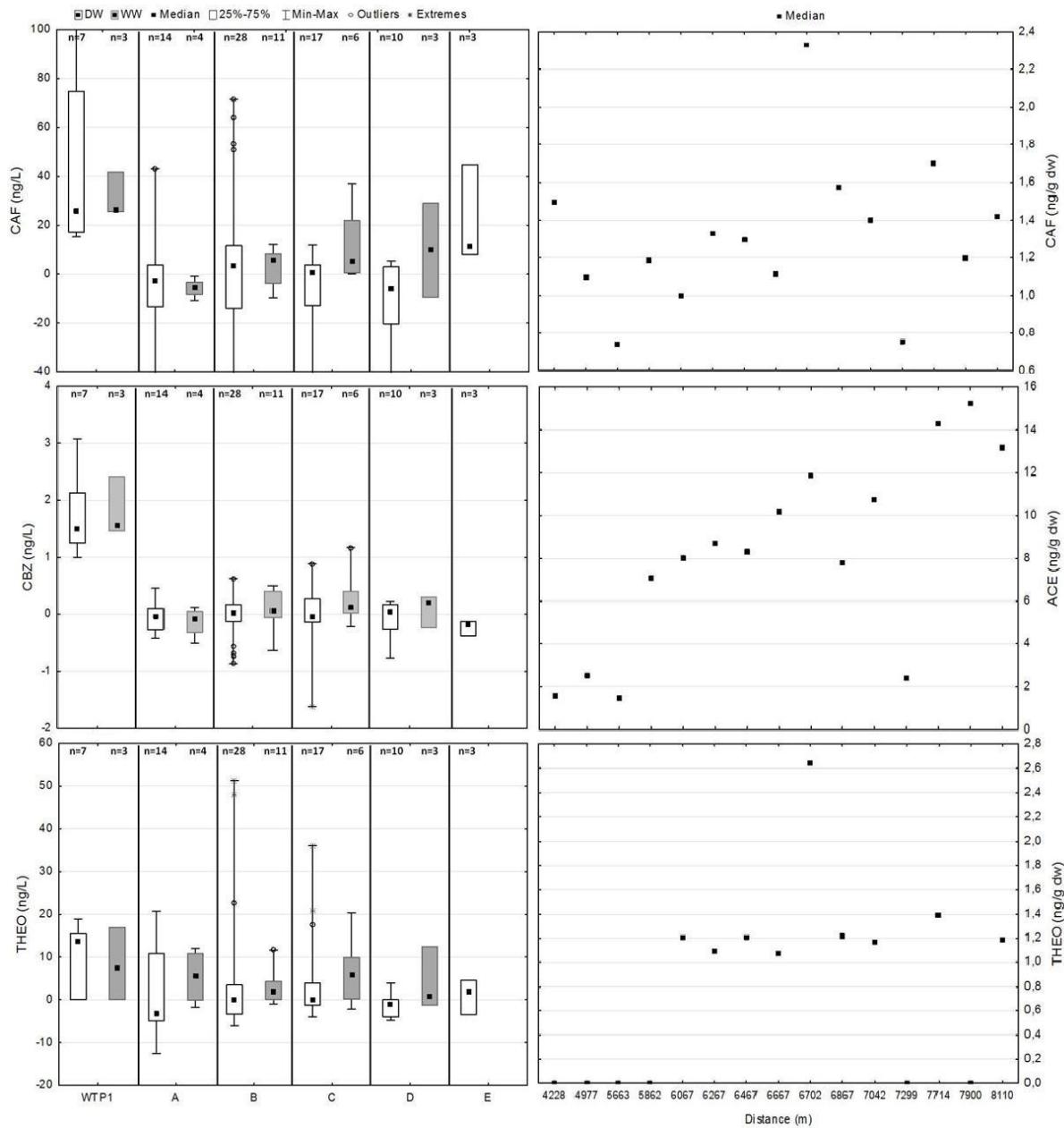


Figure 4.4 Incoming concentrations in water samples (WTP1) and net increases of WWMP concentrations in the canal zones during DW and WW. Right: WWMP concentrations in sediment samples during DW.

WWMPs were also analyzed in sediment samples during DW (Figure 4.4). ACE and CBZ were detected in all sediment samples even though ACE was not detected in water samples (Table A2.4). This is not surprising since half-lives of trace pharmaceuticals in sediments are typically an order of magnitude higher than in water (United States National Library of Medicine (NLM)). Also, ACE is poorly adsorbed (Lin, Lin, Tung, & Chary, 2010; Lorphensri et al., 2006), and is considered of low persistence in water (<2days) because it is relatively easily photodegraded and readily biodegradable (Lin et al., 2010; Yamamoto et al., 2009). Concentrations in sediments increase significantly with distance for ACE (0,75, p<0,05, n=15) as do THEO concentrations in water (0,21, p<0,05, n=108). Not surprisingly, CAF concentrations in sediments were strongly correlated with its metabolite, THEO (0,64, p<0,05, n=15) and ACE (0,52, p<0,05, n=15). No WWMPs concentrations in sediments were correlated with water concentrations (p>0,05). The dynamics of pharmaceutical in sediments is complex and difficult to assess because of limited knowledge on their sorption and biodegradation in natural sediments (Kuroda et al., 2011; Löffler et al., 2005; Sauvé, Viglino, Fayad, & Prévost, 2010).

The gradient of ACE in sediments and of THEO and CAF in water strongly suggest the presence of raw sewage discharges to the canal from leaking sewers through bank passage or groundwater transport. WWMPs are expected to be found in surface or ground waters in the case of septic system failure, short flow path, minimal dilution and exposure to fine grained or organic-rich sediments (Seiler et al., 1999).

4.3.4 Estimation of leakage volumes from estimated discharges

Results of our monitoring and modeling clearly point to raw sewage from leaking sewers as being the main source of *E. coli* and WWMPs concentrations detected in water and sediment samples. *E. coli* concentrations increase steeply in a short section of 200 m, even more so during WW. Estimated mass discharges of *E. coli* in the area of greater contamination are orders of magnitude greater than could be explained by wildlife contributions. Furthermore, the shifts in the CAF/CBZ ratio and WWMPs gradients in water (THEO) and sediments (ACE) all indicate that the source of fecal contamination is most likely raw sewage. This is further supported by recent work showing shifts in the *E. coli/Cryptopora* oocyst ratio from a value of $4,2 \times 10^3$ at WTP1, typical of source water not receiving any wastewater discharges, to $1,8 \times 10^4$ at WTP2, typical of waters receiving raw sewage discharges (Lalancette et al., 2013). Lastly, several factors

support the potential for exfiltration and transport into the canal, namely the age of the sewers (>95 years), their proximity (<10m), their state as revealed by visual inspections (videos showing breaks and root invasions).

Table 4.1 shows the estimated volumes of raw sewage potentially discharged into the canal based on estimated discharges and typical concentrations of *E. coli* in raw sewage presented in table A2.3. The calculated volumes vary between 0,6 and 15,7 m³/d per kilometer during DW, and between 2,1 and 19,5 m³/d per kilometer during WW. The highest exfiltration volumes reaching the canal were observed in Zones C and D during WW. The actual losses from the sewer could be higher (50%) given that *E. coli* would also be removed by bank filtration (Mohanty, Torkelson, Dodd, Nelson, & Boehm, 2013). Although these exfiltration volumes are important, the very large flow rate in the canal provides sufficient dilution that only minor changes in *E. coli* and WWMPs are observed at the WTP2 intake. However, it must be noted that a slightly higher discharge volume of 51 m³/d would increase the *E. coli* concentration sufficiently to change the source's classification to BIN 2 (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2010a); or a volume of 76 m³/d as per the local microbial source quality classification regulations (Quebec, 2012). The decrease of *E. coli* concentrations (Figure 4.1) were mainly due to animal hibernation and freezing soil. Freezing soil would also decrease the inflow and infiltration to the sewers, thereby reducing their hydraulic potential.

Tableau 4.1 Estimated volumes of raw sewage leaked computed from *E. coli* discharges in the zones of the canal.

Section	Weather	Distance (m)	Residence time (h)	Estimated discharge (MPN/100mL)	Q _{exfiltration} (m ³ /d)	Q _{exfiltration per kilometer} (m ³ /d.km)
A	DW	4130	27.0	12.7	2.6	0.6
	WW			20.5	4.4	1.1
B	DW	2190	14.3	9.9	4.1	1.9
	WW			19.6	8.7	4.0
C	DW	730	4.8	21.9	11.5	15.7
	WW			29.4	13.6	18.7
D	DW	788	5.2	16.3	7.8	9.9
	WW			29.3	15.4	19.5

* Average of 1.16x10⁶ MPN/100mL in a flow proportional composite of raw wastewater (n=13) (data not shown)

Temporal variations of untreated wastewater exfiltration volumes from leaking sewers and septic tanks have been computed based on loads of CAF (Hillebrand et al., 2012) or CBZ (Fenz et al., 2005) considering the loads of contaminants in untreated wastewater and concentrations detected in groundwater. Using WWMPs as tracers was not possible in this case because of the small concentrations observed in the canal as a result of the very large dilution present.

4.3.5 Limitations of indicators to detect wastewater leakage

The characteristics of an effective indicator in water versus sediment are in contrast to one another. On the one hand, an indicator of human fecal contamination must be unlikely to adsorb onto sediments and be poorly degradable in water (Sauvé et al., 2012): in our study, this was the case for *E. coli* (Figures 4.2 and 4.3). On the other hand, a highly hydrophobic indicator will tend to adsorb on suspended particles, on the surface layer of sediments, and will be more useful when monitoring cumulative contamination, as demonstrated by ACE and other WWMPs (Figure 4.4). Therefore the combination of indicators with different characteristics appears to be an optimal approach to adequately monitor human fecal contamination as has been suggested by Nakada et al. (2008).

E. coli demonstrated the best sensitivity when calculations were performed to estimate the necessary volume of exfiltrated wastewater to attain each method's DL (Table 4.2); a 0.5 m³/d leak of raw sewage is detectable by *E. coli*. This is consistent with literature data, as Daneshvar et al. (2012) also advises using *E. coli* when receiving waters are highly diluted. Despite its sensitivity, *E. coli* has high seasonal variability (Figure 4.1) in surface water, limiting the temporal use of the indicator. Additionally, *E. coli*'s high spatial variability in sampled sediments was demonstrated in this study (11.3±32.4 MPN/g dw) as well as others (K. H. Cho et al., 2010; Garzio-Hadzick et al., 2010; Pachepsky & Shelton, 2011).

Generally, the WWMPs were effective indicators only at much higher estimated intrusion volumes, with the exception of CAF which is detectable at an exfiltration flow to the canal of 9.3 m³/d (Table 4.2). While the detected concentrations of WWMPs were low in this study mostly due to the high volume of dilution water in the urban canal, other studies successfully used WWMPs to monitor sewage exfiltration into surface water (Daneshvar et al., 2012) and

groundwater (Kuroda et al., 2011). Therefore, the combination of *E. coli* and WWMPs in water and sediments is useful to detect ephemeral and cumulated contamination as those indicators differ in their ability to be detected when diluted or in the sediments. This can also improve the quantification of exfiltration by separating animal from human impacts.

Tableau 4.2 Analytical limitations of fecal indicators to estimate exfiltration rate of raw wastewater in an urban canal of $5.9 \times 10^5 \text{ m}^3/\text{j}$. * (data not shown) ** (Daneshvar et al., 2012)

Fecal indicator	Mean concentrations in raw wastewater	DL (this study)	$Q_{\text{exfiltration}} (\text{m}^3/\text{d})$
ACE	1 817 ng/L *	10	3.2×10^3
CAF	32 894 ng/L **	0.52 ng/L	9
CBZ	246 ng/L **	6.82 ng/L	1.6×10^4
THEO	4 613 ng/L *	6 ng/L	7.6×10^2
<i>E. coli</i>	$1.16 \times 10^7 \text{ MPN/L}$ *	10 MPN/L	0.5

Another alternative to detect fecal contamination from leaky sewers may be the use of Rhodamine during DW (Sercu et al., 2011). However, its use involves knowing precisely the sewer which is likely to contaminate the water source. In addition, the exact localization of the leak remains unclear when the flow rate is variable in the sewer. The combination with MST such as HF183 may be helpful to locate some contamination locations (Sercu et al., 2011). Moreover, specific source tracking such as fluorimetry may be useful to identify the source of contamination (McDonald et al., 2006). However it should be used in combination with other methods and may only be used for confirmation. Other methods of specific source tracking are expensive and may not be more relevant than the combination of sampling both water and sediments.

4.4 Conclusions

- Increased concentrations of *E. coli* during WW attributed to an exfiltration of sewage resulting in slightly contaminated sediments that are not likely to affect the water quality of the source if resuspended.
- The efficiency of selected WWMPs as fecal indicators of exfiltration (CBZ, CAF, THEO) can significantly decrease in surface water due to dilution and degradation.

- *E. coli* remains the best indicator of exfiltrating wastewater for a large volume of dilution and a high abundance of *E. coli* in the wastewater source.
- *E. coli* allows for the identification of a contamination source in water supplies with low temporal variability. *E. coli* gradients indicated the location of the discharges along a canal and in combination with WWMPs, the intensity of fecal discharges from sewers.
- WWMPs concentrations in sediments are a good indicator of cumulative wastewater discharges and higher concentrations coincided with *E. coli* concentrations in water.
- The combination of *E. coli* in water and WWMPs in sediments is a successful method to identify contamination from leaky sewers.

Acknowledgments

This study was supported by the partners of the NSERC Industrial Chair on Drinking Water, the Canada Research Chair in Source Water Protection and the Canada Foundation for Innovation. The authors express their gratitude to the staff of the NSERC Chair especially Yannick Rozas, Pablo Gonzales, Salma El Hajjaji, Eric Papadolias, Yves Fontaine and Mélanie Rivard. The authors gratefully acknowledge the participation of the municipality involved, specially Marie-Eve Shoeb, Laurent Laroche, Marie-Eve Gelinas and Elise Letarte-Lavoie.

CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES DE L'ARTICLE 1 : INDICATEURS SECONDAIRES POUR L'IDENTIFICATION DE LA CONTAMINATION FÉCALE D'UNE SOURCE D'EAU POTABLE

Ce chapitre présente les données complémentaires ne figurant pas dans l'article et ayant pour objectif de présenter les résultats d'études préliminaires et complémentaires qui permettent de corroborer les résultats des campagnes d'échantillonnages ou d'évaluer l'utilité d'indicateurs secondaires.

5.1 Étude de la turbidité et identification des sources potentielles

Une augmentation systématique de la turbidité à la prise d'eau brute de l'usine n°2 a été observée au cours de l'année sous forme de pointes saisonnières ou occasionnelles. Cette partie vise à identifier les sources probables, internes ou externes, causant une perturbation de la qualité de l'eau du canal et créant ainsi un risque de contamination à l'eau traitée de l'usine n°2.

5.1.1 Étude de la turbidité à l'eau brute et à l'eau traitée

L'évolution de la turbidité a été étudiée à l'eau brute des usines n°1 et 2 ainsi qu'à l'eau traitée de l'usine n°2, ceci sur une période de 14 ans (1997 à 2010). Pour pouvoir comparer la turbidité de l'eau aux prises d'eau brute des deux usines, il est nécessaire de prendre en compte le temps de séjour de l'eau dans le canal. Celui-ci pouvant varier, selon les conditions d'écoulement déterminées par la prise d'eau en aval, entre 25,4 et 74,5 heures avec une moyenne de 48,8 heures (cf. Annexe 3), une valeur de 48h sera sélectionnée pour comparer les données. Ainsi, la turbidité du jour J à l'usine n°1 sera comparée à celle de l'usine n°2 au jour J+2.

Au cours de l'année, de nombreuses pointes de la turbidité peuvent être observées à l'eau brute de l'usine n°2, de différentes intensités, que ce soit de manière occasionnelle ou saisonnière (Figure 5.1). Ces pointes de turbidité peuvent causer une détérioration de la qualité de l'eau en sortie d'usine (Figure 5.1). En effet, en moyenne 5 jours par an, la turbidité à l'eau traitée est supérieure à la norme en eau potable fixée à 1 UTN par le RQEP (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005) en sortie d'usine n°2, avec un minimum de 0 jour et un maximum de 19 jours observé en 2008.

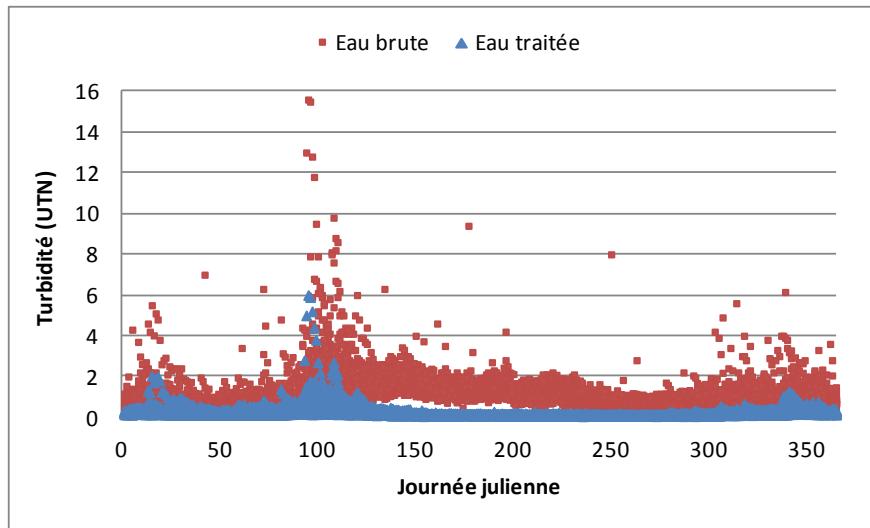


Figure 5.1 Évolution de la turbidité de l'eau brute et de l'eau traitée à l'usine n°2 au cours de l'année, de 1997 à 2010

Ces perturbations de la qualité de l'eau du canal sont issues de sources internes ou externes au canal. Les sources externes peuvent être identifiées lorsque la turbidité de l'eau est déjà supérieure en amont du canal, c'est-à-dire à l'affluent ; tandis que les sources internes au canal sont repérées lorsque les pointes de turbidité à l'eau brute de l'usine n°2 ne s'accompagnent pas d'une turbidité élevée en entrée du canal.

5.1.2 Pointes saisonnières de la turbidité en amont et en aval du canal

La comparaison des turbidités à l'eau brute des deux usines n'est possible qu'à partir de l'année 2008 puisque le dysfonctionnement du turbidimètre de l'usine n°1 jusqu'à lors induisait une sous-estimation de la turbidité à l'eau brute, ce qui suggérait faussement l'existence de hausses de la turbidité dans le canal très fréquentes et de haute envergure.

De manière générale, le canal agit comme un décanteur puisque la turbidité à l'eau brute de l'usine n°2 est moins importante que celle de l'usine n°1 (Figure 5.2). À la prise d'eau brute de l'usine n°2, la turbidité varie entre 0,3 et 8,0 UTN avec une moyenne de 1,1 UTN. Tandis qu'à l'usine n°1, la turbidité mesurée à l'eau brute varie entre 0,3 et 18,6 UTN avec une moyenne de 1,9 UTN. Ces valeurs reflètent une bonne qualité de l'eau de la source d'eau potable en moyenne.

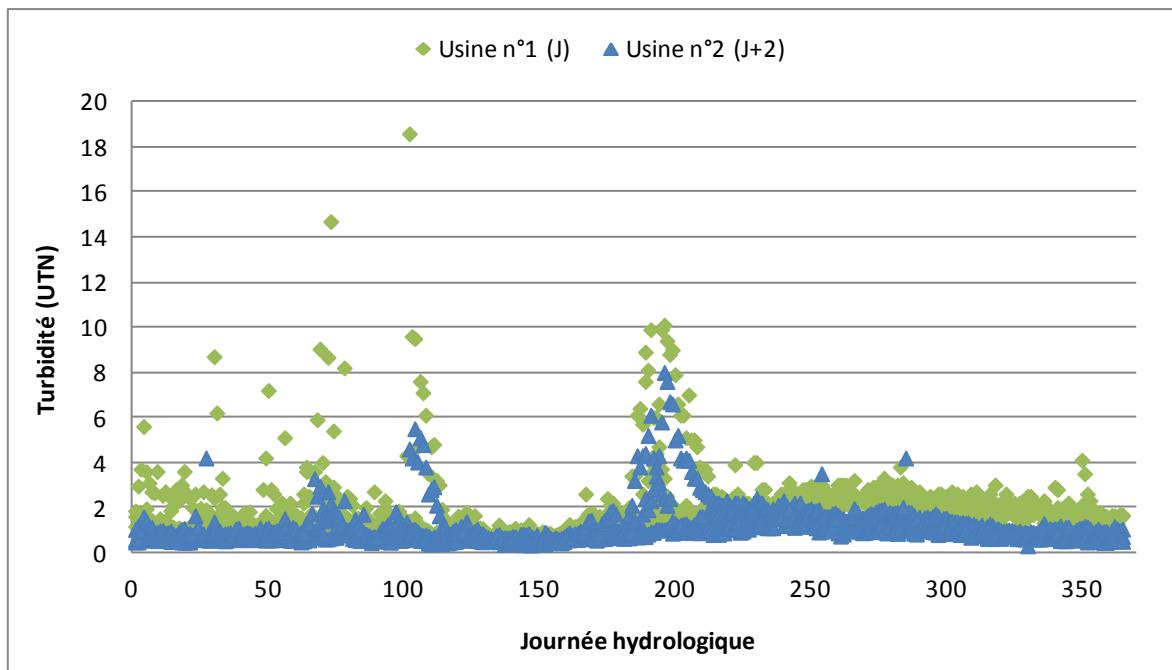


Figure 5.2 Évolution annuelle de la turbidité des eaux brutes des deux usines de 2008 à 2010

Les données de turbidité sont étudiées sur une année hydrologique qui débute le 1^{er} octobre. Deux pointes de turbidité, qualifiées de saisonnières, sont observées de manière récurrente au cours des années aux deux prises d'eau brute (Figure 5.2). Une première pointe saisonnière peut être observée entre le début de l'année hydrologique et le 110^{ème} jour (entre les mois d'octobre et de décembre) avec une turbidité maximale de 18,6 et 5,5 UTN respectivement aux usines n°1 et 2. Une seconde pointe saisonnière se produit au début du printemps, systématiquement autour du 200^{ème} jour de l'année hydrologique (mois d'avril), avec une turbidité maximale de 9,9 et 8,0 UTN respectivement aux usines n°1 et 2. La pointe saisonnière qui se produit entre les mois d'octobre et de décembre est principalement visible en amont et facilement décantée le long du canal, tandis que l'ampleur de la pointe du mois d'avril est observée à des turbidités relativement élevées en amont et en aval du canal. Les sources de ces pointes saisonnières proviennent de l'affluent puisque la turbidité est élevée dès l'entrée du canal.

De manière générale, au cours du printemps, les différentes sources qui peuvent induire des hausses de turbidité dès l'amont du canal sont : la fonte des neiges, l'augmentation de la contribution de l'un des affluents du canal dont la qualité de l'eau est nettement moins bonne, le bris partiel du couvert de glace, le renversement printanier ainsi que les nombreuses tempêtes accompagnées de forts vents et pluies. Au cours des saisons d'automne et d'hiver, les tempêtes

et le bris partiel du couvert de glace peuvent être également responsables de la remise en suspension de sédiments dans l'affluent du canal. La fonte des neiges, le vent et les tempêtes semblent être les sources qui causent des remises en suspension internes au canal.

Le renversement printanier est un phénomène de circulation d'eau qui se produit lorsque la température de l'eau du canal se réchauffe progressivement jusqu'à atteindre 4°C au cours du printemps. Entre 0 et 4°C la densité de l'eau augmente jusqu'à son maximum à 4°C, puis diminue entre 4 et 100°C. Lorsque la couche d'eau supérieure atteint 4°C, sa densité plus élevée que les couches d'eau plus froides cause un mouvement d'eau circulaire vertical. Ce phénomène pourrait survenir en amont du canal urbain comme le suggère la mesure de la température à l'usine de traitement n°1 au cours de l'année (Figure 5.3) qui indique la possibilité d'un renversement printanier entre la 90^{ème} et la 110^{ème} journée julienne (mois d'avril). Ce phénomène pourrait être la cause de la remise en suspension de sédiments donc d'une hausse de la turbidité en amont du canal, probablement au cours du mois d'avril. De même, un renversement automnal pourrait se produire entre la 330^{ème} (mois de novembre) et la fin de l'année, en amont du canal urbain.

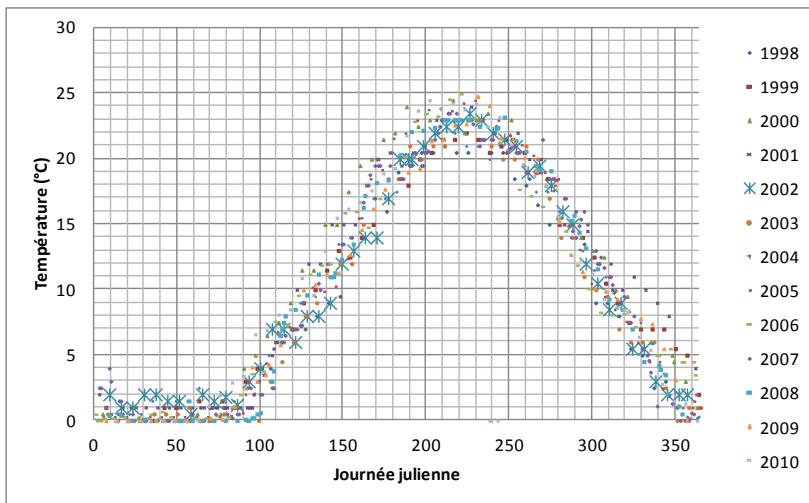


Figure 5.3 Évolution annuelle de la température de l'eau brute à l'usine n°1

5.1.3 Pointes occasionnelles de la turbidité en aval du canal

D'après le tableau 5.1, une remise en suspension de plus de 0,1 UTN se produit dans le canal au cours de 2% de l'année, soit environ 9 jours par an. Cependant, il faut noter que les petites augmentations de 0,1 UTN peuvent être dues à une erreur de mesure ou une différence de calibration entre les turbidimètres des deux usines. De plus, une augmentation de ce type de la

turbidité de l'eau brute ne constitue pas une variation significative de la qualité de l'eau brute de l'usine n°2. Par contre, ce tableau indique également que 2 jours par an se produit une augmentation de plus de 0,5 UTN dans le canal. Une augmentation de 0,5 UTN représente un risque plus important et non négligeable pour la filière de traitement à l'usine n°2, mais ce type d'évènement reste rare. Enfin, les évènements au cours desquels la turbidité augmente de plus de 1 UTN sont quasiment inexistant, et sont observés moins de 1 jour par an.

Tableau 5.1 Nombre de jours par an au cours desquels la turbidité à l'usine n°2 (J+2) est supérieure à celle de l'usine n°1 (J) à plus de 0,1 UTN, 0,5 UTN et 1 UTN

Année	> 0,1 UTN	> 0,5 UTN	> 1 UTN
2008	13	5	3
2009	3	0	0
2010	11	2	0
Moyenne	9	2	1

Ainsi, ces résultats permettent de constater que (i) la majorité du temps, le canal sert de décanleur, ce qui se traduit par une baisse de la turbidité le long du canal ; (ii) par contre, à l'occasion, la tendance se renverse et on observe une hausse de turbidité et des particules en aval du canal. Ces hausses de turbidité peuvent affecter la qualité de l'eau à la prise d'eau brute et en sortie de l'usine n°2 mais restent très rares. Les sources internes sont très variables et difficiles à identifier.

5.2 Données complémentaires des campagnes d'échantillonnage

Au cours des campagnes d'échantillonnage ont été effectuées diverses analyses ne figurant pas dans l'article, mais permettant d'évaluer l'efficacité d'indicateurs secondaires tels que la turbidité, la granulométrie et l'épaisseur des sédiments, les paramètres physico-chimiques de l'eau, ou encore les concentrations d'hormones et de pharmaceutiques dans les sédiments.

5.2.1 Granulométrie et épaisseur des sédiments : comparaison des sédiments prélevés par benne et par carottier

Au cours des campagnes d'échantillonnage de l'eau et des sédiments, les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne qui permettait le prélèvement des 15 premiers centimètres de la couche de sédiments, ou d'un carottier qui permet la sélection des 5 premiers centimètres (cf. partie 4.1.2). Ainsi, il est prévisible que les caractéristiques moyennes des sédiments prélevés par carottier soient différentes de celles des sédiments prélevés par benne (Figures 5.8 et 5.9). Le pourcentage passant 5 mm correspond au pourcentage de particules contenues dans l'échantillon de sédiments secs dont la taille est inférieure à 5 mm. Ainsi, les résultats suggèrent que : (i) la composition des sédiments est homogène le long du canal, alors qu'une décroissance de la taille des particules était attendue puisque le canal fait usage de décanteur ; (ii) les sédiments prélevés par benne sont plus grossiers que les sédiments prélevés par carottes.

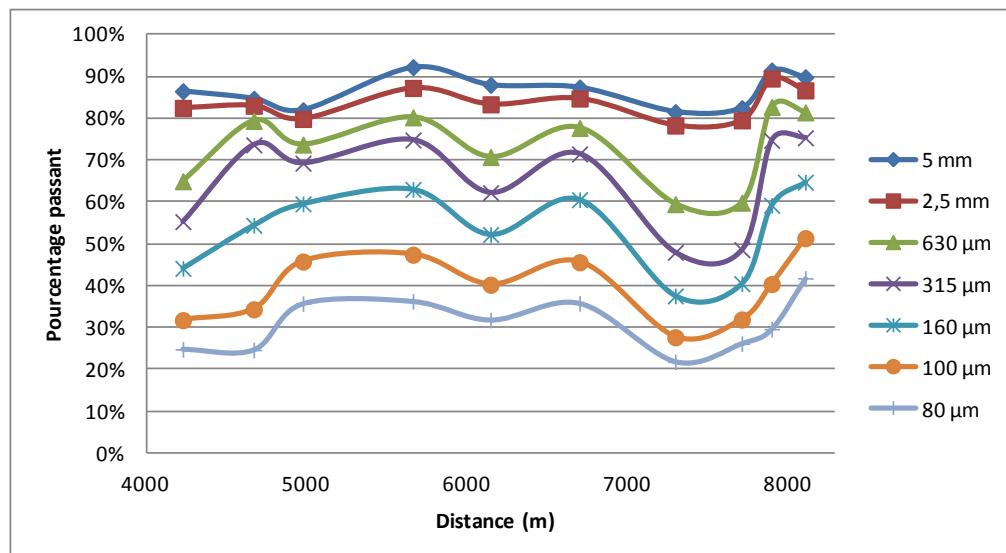


Figure 5.4 Pourcentage passant des sédiments prélevés par benne en fonction de la localisation dans le canal

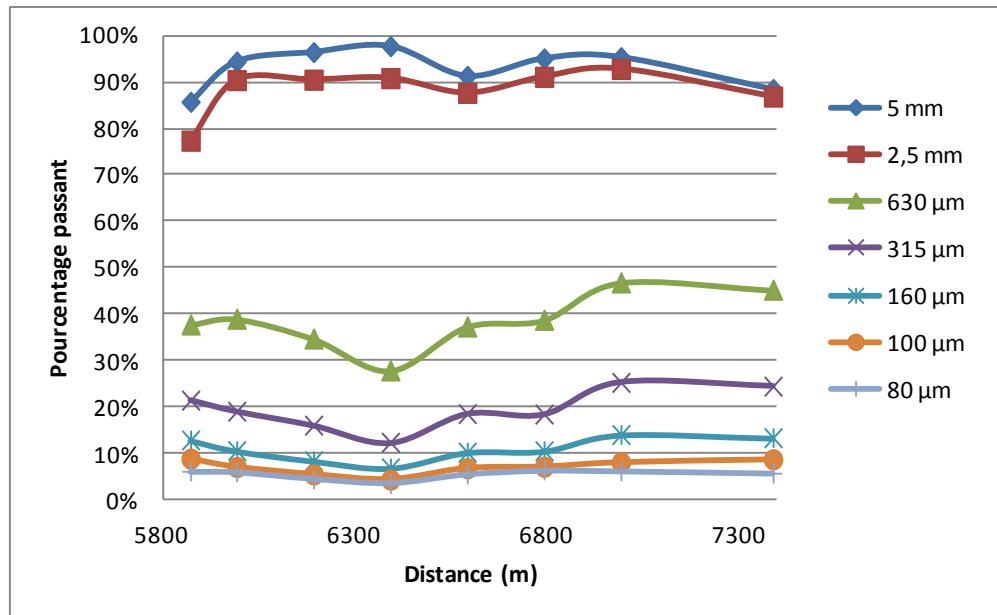


Figure 5.5 Pourcentage passant des sédiments prélevés par carottier en fonction de la localisation dans le canal

Le pourcentage de chacune des fractions de particules contenues dans les sédiments du canal urbain a été déterminé à partir des résultats de granulométrie de l'ensemble des échantillons prélevés par benne au cours de l'année 2012 (Tableau 5.3). Les sédiments sont majoritairement composés de particules dont le diamètre est compris entre 0,01 et 0,1 mm (limon) et les particules de plus de 5 mm de diamètre sont très peu nombreuses.

Tableau 5.2 Fractions des sédiments du canal pour chaque catégorie de particules

	Argile	Limon	Sable	Gravier
Classe de particules (mm)	0,001-0,01	0,01-0,1	0,1-5	>5
Moyenne (%)	10,8	65,7	18,2	5,3
Ecartype (%)	7,7	23,1	15,2	14,5

5.2.2 Étude des paramètres physico-chimiques des échantillons d'eau

Les changements météorologiques tout comme la profondeur d'échantillonnage peuvent avoir une influence sur les paramètres physico-chimiques de l'eau.

5.2.2.1 Influence des variations météorologiques

La campagne d'échantillonnage de l'été 2013 s'est décomposée en 4 séries d'échantillonnages : une première s'est déroulée par temps sec, les deux suivantes se sont déroulées respectivement 8 et 11 h après le début d'une pluie de 35 mm qui a duré près de 30 h ; enfin, la dernière série s'est déroulée 4 heures environ après la fin de la pluie. La figure 5.10 montre les résultats d'analyse des paramètres physico-chimiques mesurés le long du canal. Les valeurs et les tendances sont très similaires par temps sec et par temps de pluie. Chacun des paramètres physico-chimiques analysés suit une tendance particulière et est différemment influencé par la pluie. Le pH et l'oxygène dissous sont relativement stables tout le long du canal. Le pH de l'eau est nettement supérieur par temps sec et peu de variation est observée entre les différents temps de pluie. L'oxygène dissous est également nettement supérieur par temps sec, cependant, peu de temps après l'évènement de pluie, l'oxygène dissous de l'eau est plus faible que pendant l'évènement. La conductivité est relativement stable le long du canal, avec des valeurs légèrement plus importantes par temps sec entre 2000 et 6000 mètres. La température de l'eau est similaire avant et pendant un évènement de pluie et a tendance à augmenter vers l'aval du canal, tandis que jusqu'après la pluie, la température de l'eau est bien plus importante et diminue vers l'aval du canal. Aucun de ces quatre paramètres ne donne d'indication significative sur l'existence d'une source de contamination se manifestant à un endroit particulier dans le canal urbain étudié.

La turbidité de l'eau a tendance à diminuer le long du canal, ce qui est en accord avec l'aptitude du canal à décanter les particules en amont de la filière de traitement de l'usine n°2 (cf. partie 5.1). La pluie n'a pas d'impact significatif sur la turbidité. Une très légère hausse de la turbidité coïncide avec la pointe des concentrations d'*E. coli* observée autour de 7042 mètres (cf. Chapitre 4). Cependant, une augmentation de la turbidité de l'eau devrait être principalement due à une remise en suspension des sédiments.

Ces paramètres peuvent montrer un lien avec une contamination fécale (Eiswirth & Hötzl, 1997; McDonald et al., 2006). Cependant, leur variation dans l'eau du canal urbain ne permettent pas d'indiquer une quelconque source de contamination fécale.

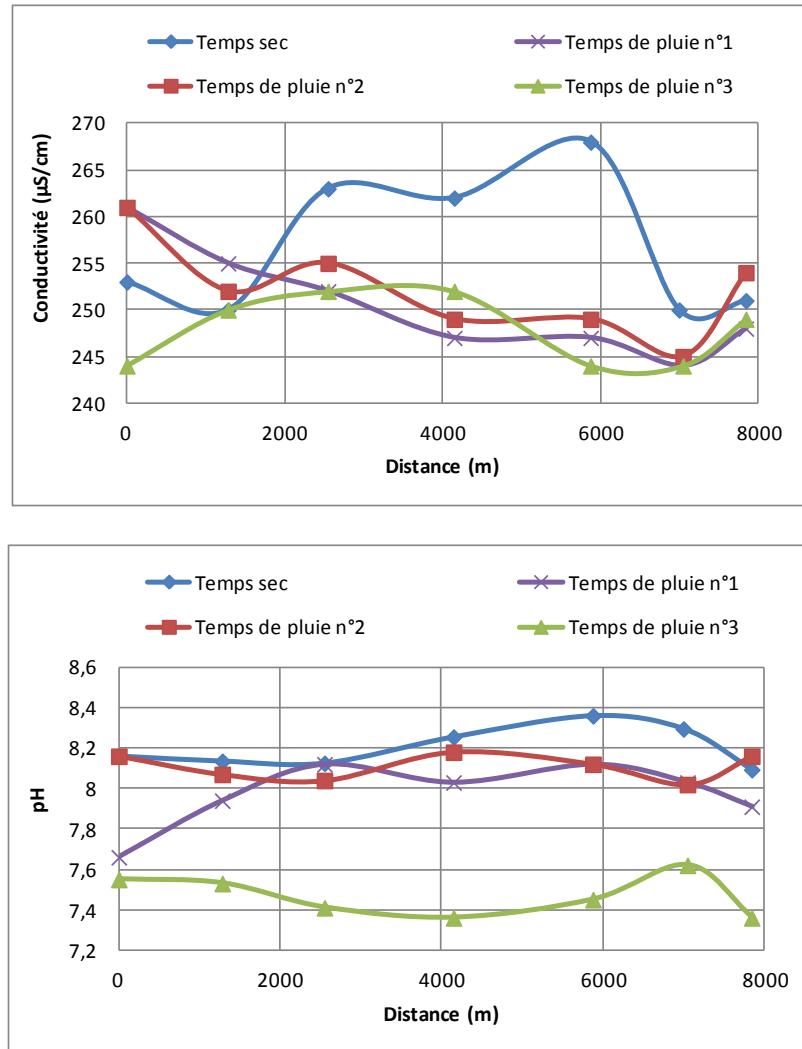


Figure 5.6 Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3)

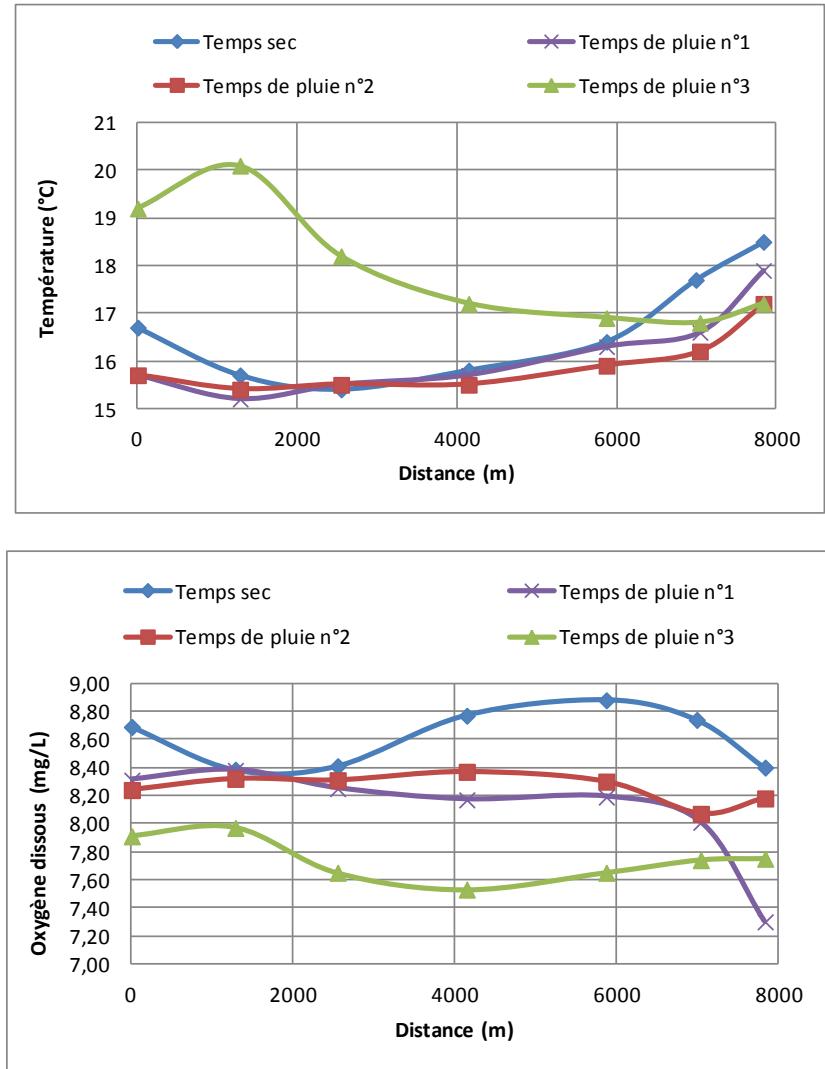


Figure 5.7 Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3) (suite)

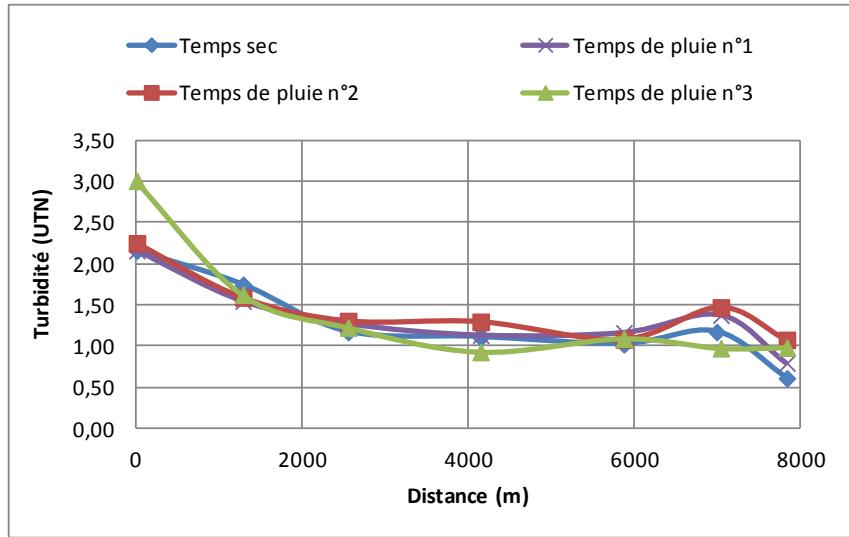


Figure 5.8 Évolution des paramètres physico-chimiques le long du canal en fonction des conditions météo : par temps sec, 8 et 11h après le début d'une pluie de 35mm sur une période de 30h (respectivement Temps de pluie n°1 et n°2), et 4 h après la fin de la pluie (Temps de pluie n°3) (suite)

5.2.2.2 Influence de la profondeur du prélèvement

Les paramètres physico-chimiques analysés à chacun des échantillons prélevés lors de l'échantillonnage par transect sont représentés à la figure 5.11. En moyenne, aucune différence significative ($p>0,05$) ne peut être observée entre les échantillons d'eau prélevés en surface et ceux prélevés en profondeur du canal.

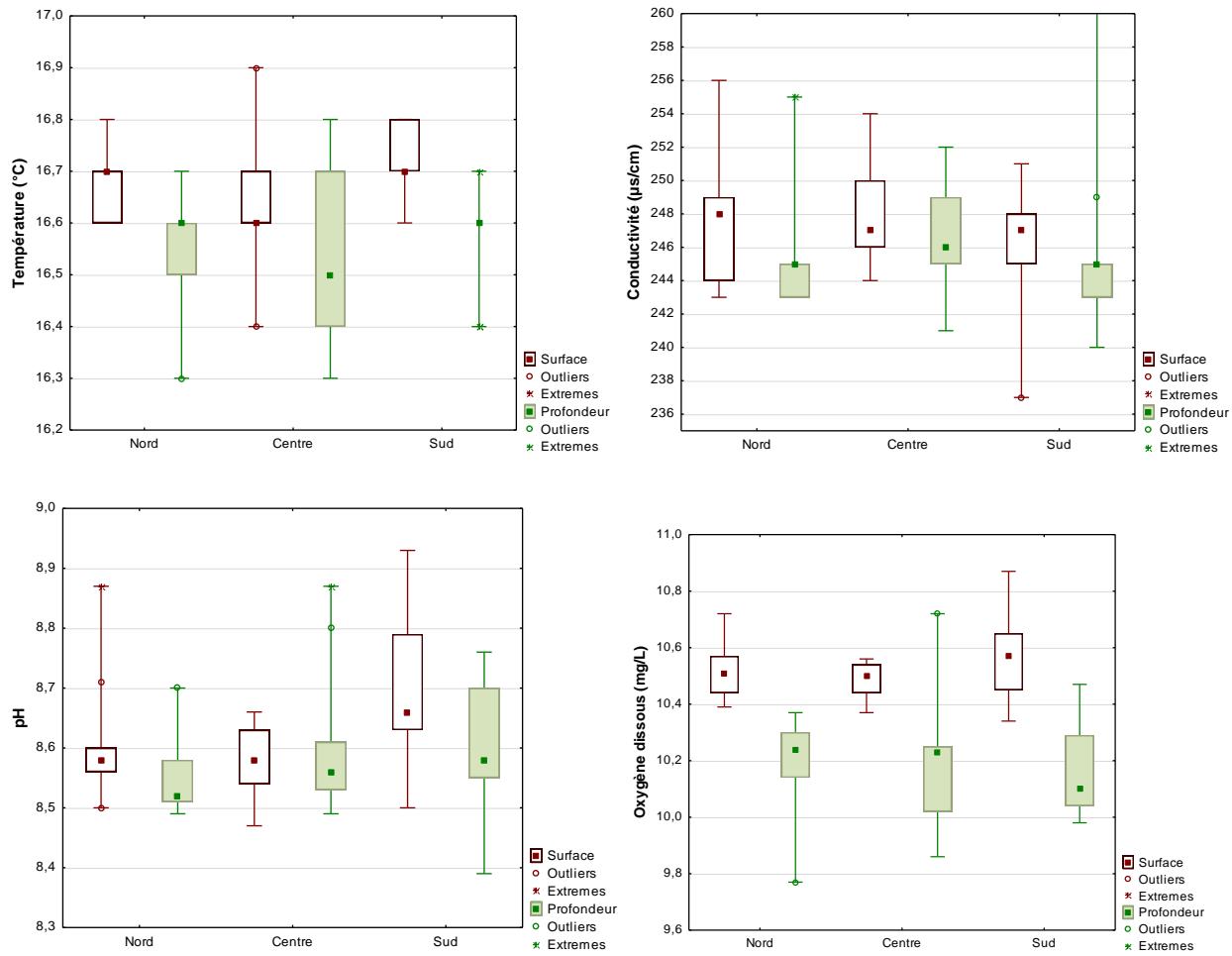


Figure 5.9 Variation des paramètres physico-chimiques (température, conductivité, pH, oxygène dissous) au cours des échantillonnages par transect

5.2.3 Interpolation des concentrations d'*E. coli* sur la zone de contamination

L'interpolation des concentrations d'*E. coli* a été réalisée à partir des données des 9 transects réalisés autour de la zone de contamination identifiée, plus précisément entre 5880 et 6717 m. Ceci afin de déterminer la variation de la concentration d'*E. coli* d'une rive à l'autre (nord et sud) et entre la surface et la profondeur du canal. À noter que ces transects ne prennent pas en compte les valeurs maximales mesurées ce jour-là, puisqu'à 7042 mètres, une valeur de 81,3 MPN/100mL a été mesurée. La variation des concentrations d'*E. coli* entre les deux rives et entre la surface et la profondeur n'étaient pas significatives ($p<0,05$). Cependant, bien que les variations ne soient pas significatives, les concentrations d'*E. coli* sont inférieures au centre que sur les bords avec des médianes de 11,5 et 7,6 MPN/100mL pour les rives et le centre,

respectivement (Figure 5.12). En profondeur, les concentrations sont similaires à la surface, sauf en rive nord où la concentration de la profondeur est supérieure à la concentration de surface. Une augmentation des concentrations en rive, surtout en profondeur, peut indiquer une source de contamination fécale.

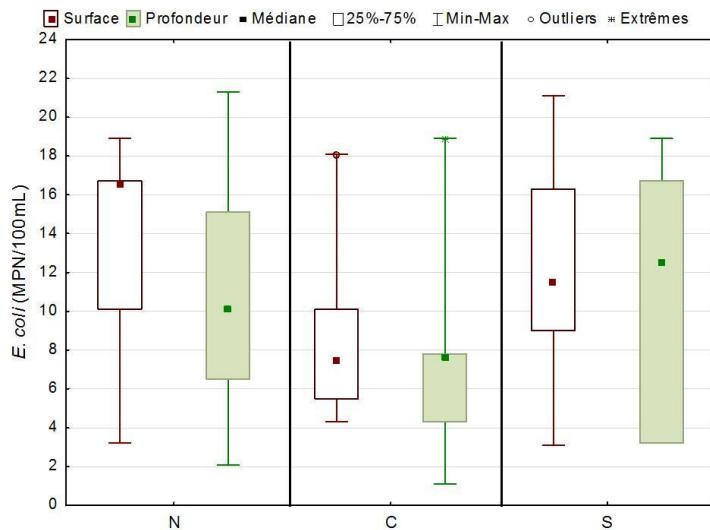


Figure 5.10 Concentrations d'*E. coli* des échantillons d'eau prélevés en surface, en profondeur (à 1 m des sédiments), au centre du canal (C), et en rives nord (N) et sud (S). Chacun des box plot correspond à 9 échantillons.

La figure 5.13 montre l'interpolation de ces concentrations d'*E. coli* en surface puis en profondeur. Ces résultats montrent que l'augmentation des concentrations d'*E. coli* est progressive de l'amont vers l'aval et permettent l'identification de zones de concentrations plus importantes, situées principalement en profondeur et des deux côtés du canal : à 6375 mètres en rive sud, et à 6525 mètres en rive nord (Figure 5.12). Quoiqu'un gradient soit observé, ces concentrations demeurent faibles. En outre, l'identification de plusieurs zones de concentration plus importantes d'*E. coli* rejoue l'hypothèse de plusieurs fuites du réseau souterrain d'égout mentionnée dans le Chapitre 4.

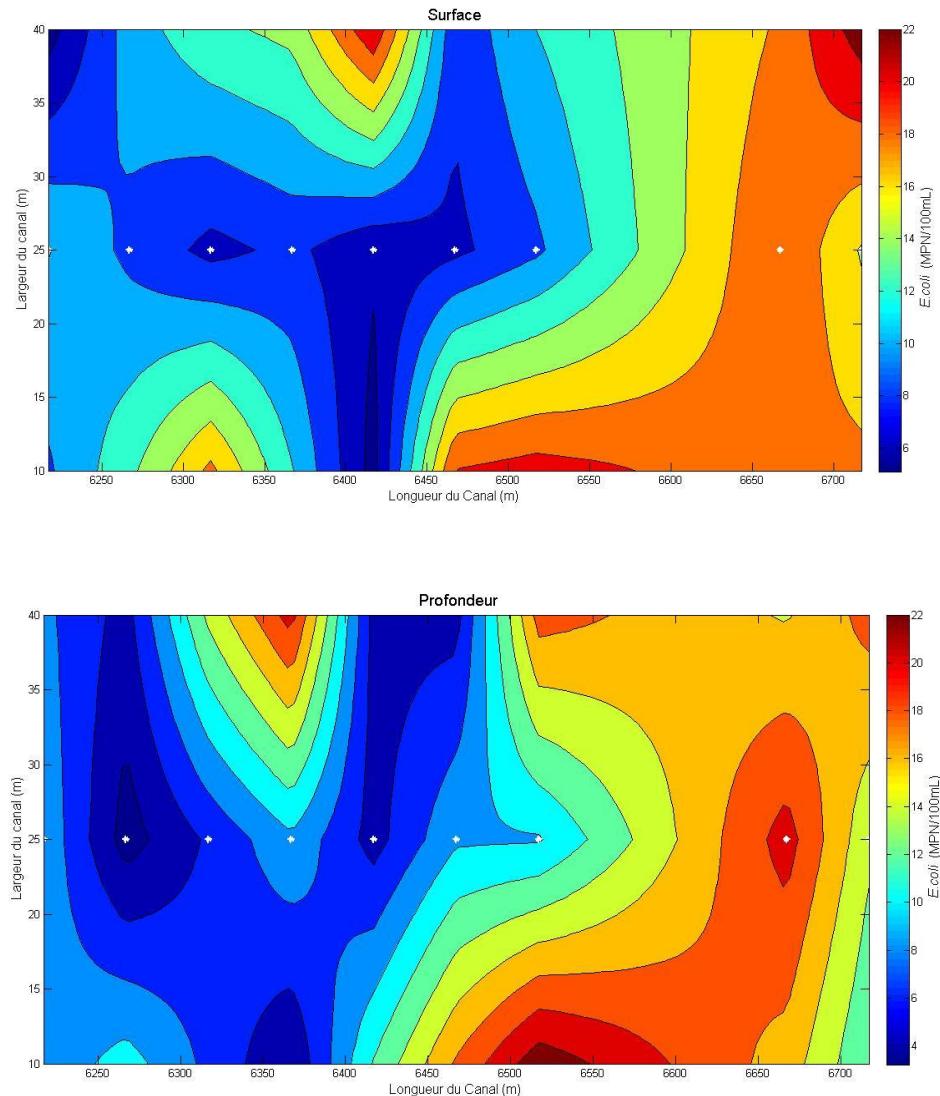


Figure 5.11 Interpolation graphique des concentrations d'*E. coli* mesurées par transect entre 6217 et 6717 mètres, en surface et en profondeur du canal urbain, par temps sec. Largeur de la rive nord vers la rive sud, longueur de l'amont vers l'aval du canal.

5.2.4 Concentrations d'hormones et de pharmaceutiques dans les sédiments

L'analyse de trois hormones (E2, EE2, NOR), d'un stimulant (CAF), d'un anticonvulsant (CBZ), d'un antibiotique (SMX) et d'un anti-inflammatoire (DCF) a été réalisée sur cinq échantillons de sédiments. DCF n'a été détecté dans aucun des échantillons de sédiments à une valeur dépassant la LD de 5 ng/g. La concentration de SMX d'un unique échantillon est inférieure à la LD (6467 m). Pour l'analyse des résultats, la concentration de cet échantillon est fixée à la moitié de la LD,

soit 4,5 ng SMX/g. Les autres composés analysés ont été détectés dans l'ensemble des échantillons prélevés. De manière générale, les concentrations analysées sont relativement stables le long de la zone étudiée (de 4977 à 7299 mètres). Les plus faibles concentrations étant mesurées dans l'échantillon prélevé à 6467 mètres, point centre de la zone de contamination en *E.coli*. Plusieurs hypothèses peuvent justifier cette différence de tendance entre les concentrations.

Les concentrations d'E2, EE2 et NOR diminuent nettement entre le prélèvement effectué à 7042 mètres correspondant à la pointe systématique des concentrations d'*E. coli* (Figure 5.14). Cependant, les concentrations mesurées en ce point restent inférieures ou égales à celles mesurées bien en amont de la zone de contamination (4977 mètres). Ces variations de concentrations d'hormones et de pharmaceutiques entre 4977 et 7299 mètres peuvent s'expliquer par une forte hétérogénéité du sol dont les caractéristiques influencent l'adsorption de ces composés aux sédiments. L'ensemble de ces concentrations reste faible pour des sédiments de rivière et n'apporte pas d'information supplémentaire aux résultats du Chapitre 4.

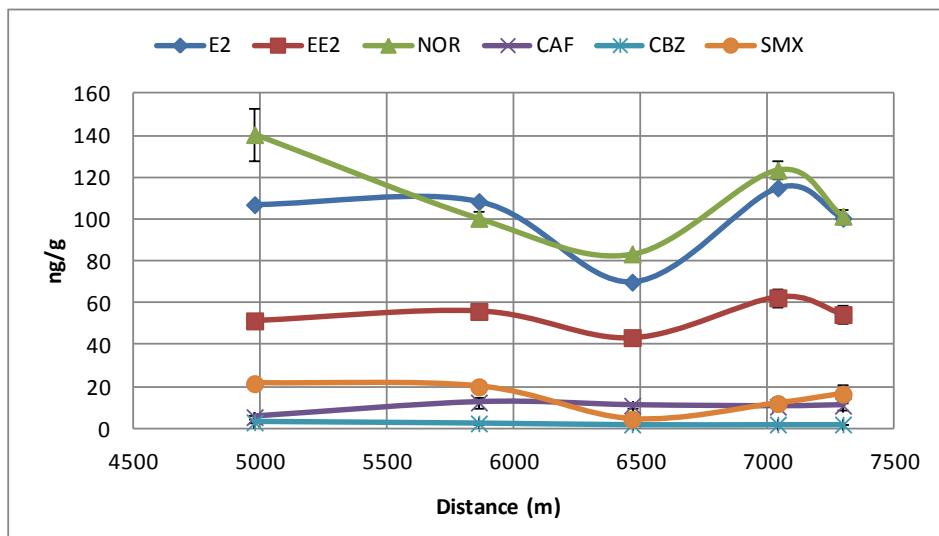


Figure 5.12 Moyennes et écarts-types des concentrations de pharmaceutiques et d'hormones mesurées dans 5 échantillons de sédiments

CHAPITRE 6 ÉVALUATION DES RISQUES ASSOCIÉS À LA PRÉSENCE DE SÉDIMENTS EN AMONT D'UNE PRISE D'EAU

Ce chapitre présente l'ensemble des résultats des essais de décantation des sédiments et de solubilisation des métaux. Ces résultats permettent d'établir des recommandations quant à l'évaluation des risques associés à la présence de sédiments en amont d'une prise d'eau. Ces derniers prennent en considération : (i) les effets de décantation des particules en évaluant les MES, la turbidité ainsi que la taille des particules restantes en suspension ; (ii) le transfert des métaux à l'eau, que ce soit dans la phase dissoute, colloïdale ou particulaire ; ainsi que (iii) les effets de la coagulation et de la filtration sur l'abattement des métaux remobilisés.

6.1 Évaluation de la décantation de sédiments remis en suspension

Afin d'évaluer la décantation des sédiments remis en suspension, plusieurs paramètres ont été étudiés : la turbidité, les MES ainsi que la taille des particules à différents temps de décantation.

6.1.1 Étude de la turbidité et des matières en suspension

L'étude de la turbidité et des MES permettent d'évaluer la variabilité de la décantation en fonction de la concentration initiale et des caractéristiques de l'échantillon de sédiments étudié. De plus, un lien entre ces deux paramètres a été établi.

6.1.1.1 Variabilité de la décantation en fonction de la concentration initiale

Ce type de variabilité a été évalué à la fois au cours des essais en jar-test et en colonne de décantation.

6.1.1.1.1 *Essais en jar-test*

Le premier objectif des essais de décantation était d'évaluer l'impact de la concentration initiale de sédiments remis en suspension sur la décantation des particules par l'analyse de la turbidité au cours du temps. D'après la figure 6.1, on remarque que l'abattement de la turbidité est similaire au cours du temps, quelle que soit la concentration initiale de sédiments remis en suspension. Cependant, plus la quantité de sédiments remise en suspension est élevée, plus le temps de décantation pour abattre les particules est long. En effet, suite à une remise en suspension de 0,25 g/L de sédiments, une turbidité résiduelle de 15 UTN demeure après 24 h de décantation, ce qui

est élevé par rapport aux valeurs habituellement mesurées en aval du canal. En effet, la turbidité varie entre 0,3 et 15,6 UTN avec une moyenne de 1,23 UTN à la prise d'eau brute de l'usine n°2 (Chapitre 5). Suite à une remise en suspension de 1,25 g/L, la turbidité résiduelle après 24h demeure à plus de 90 UTN. Dans tous les cas étudiés, mis à part avec la plus faible concentration de sédiments remis en suspension (0,25g/L), les hausses de turbidité observées après la remise en suspension 24 heures plus tard excéderaient clairement les capacités d'une filtration directe dont le champ d'application est généralement de moins de 15 UTN à l'eau brute.

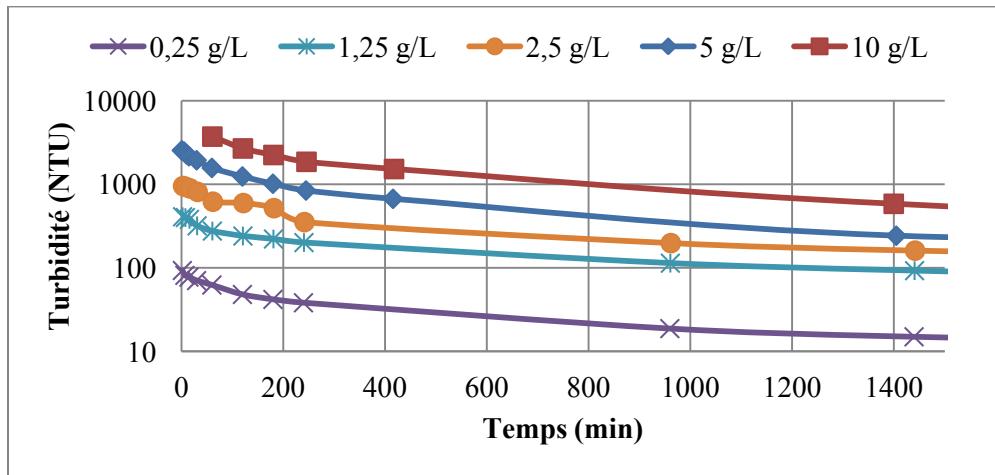


Figure 6.1 Impact de la concentration initiale sur la décantation d'un même échantillon de sédiments remis en suspension en jar-test à différentes concentrations (0,25 à 10 g/L)

6.1.1.1.2 *Essais en colonne de décantation*

Lors des essais de décantation en colonne, les MES ont été mesurées à une hauteur centrale de la colonne (1,07 m) à différents temps de décantation : 0h, 1h, 6h et 24h. La turbidité a été analysée à trois niveaux de la colonne (prise B à 0,48m ; prise D à 1,07m et prise F à 1,66m mètres) et aux temps de décantation suivants : 0h, 15min, 30min, 1h, 3h, 6h et 24h. Les figures 6.2 et 6.3 confirment les tendances observées avec la turbidité illustrées à la figure précédente. En effet, l'évolution des MES et de la turbidité à une même prise (prise D à 1,07 m) montrent que la décantation par masse de particules est similaire quelle que soit la concentration initiale. La figure 6.2 permet également de remarquer qu'il existe une légère différence entre l'essai à 0,25 g/L et son duplicata, mais celle-ci est négligeable. En effet, les concentrations initiales des deux essais sont très proches (MES à la prise D à 0h de 199,8 et 229,5 mg/L respectivement), et les

concentrations finales à 24h de décantation restent similaires (MES à la prise D de 17,3 et 12,1 mg/L respectivement). Ceci appuie la grande reproductibilité de ces essais.

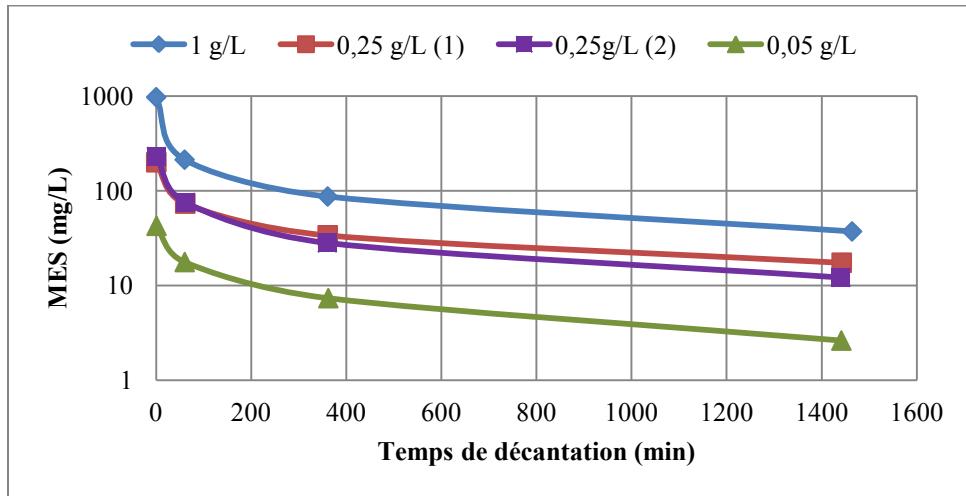


Figure 6.2 Concentrations de MES à la prise D (1,07 m) en fonction de la concentration initiale et du temps de décantation au cours des essais en colonne

La figure 6.3 permet de visualiser la variation de la turbidité en fonction de la hauteur dans la colonne échantillonnée. On peut vérifier qu'après le début de la décantation, à une hauteur plus élevée de la colonne d'eau (prise B), la turbidité est légèrement moins importante puisque les particules les plus grosses ont déjà commencé à décanter. Il n'y a donc pas de stratification marquée même en conditions de stagnation (cf. Image 3.1).

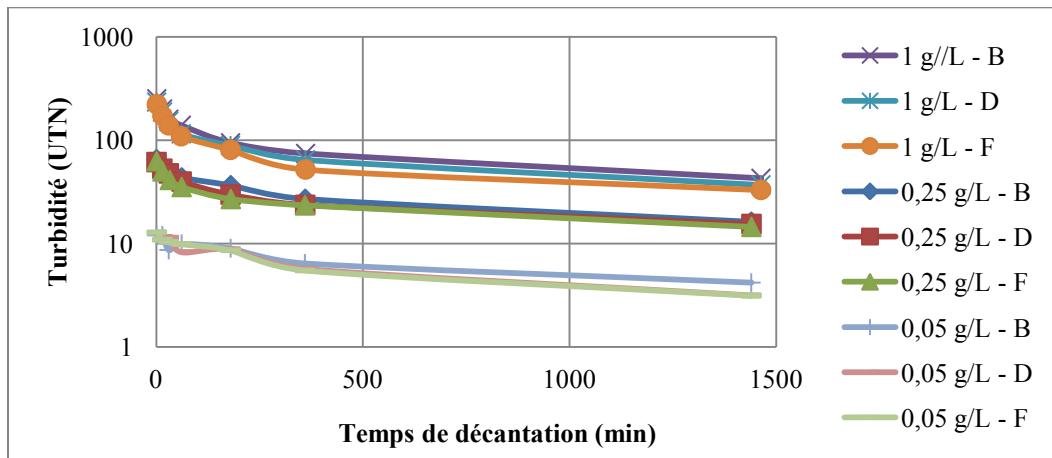


Figure 6.3 Évolution de la turbidité au cours du temps, aux différentes prises de la colonne de décantation (prise B à 0,48 m ; prise D à 1,07 m et prise F à 1,66 m)

6.1.1.2 Variabilité de la décantation en fonction du type d'échantillon remis en suspension

Les essais de décantation en jar-test ont également permis d'étudier la variabilité de décantation à une même concentration selon différents échantillons de sédiments. D'après la figure 6.4, pour une même concentration initiale et à un temps donné, l'écart de turbidité entre différents échantillons est relativement faible. Les caractéristiques granulométriques des échantillons de sédiments remis en suspension sont établies dans le tableau 6.1. De faibles variations de la granulométrie des sédiments, ne semblent pas avoir d'impact significatif sur leur décantation suite à une remise en suspension.

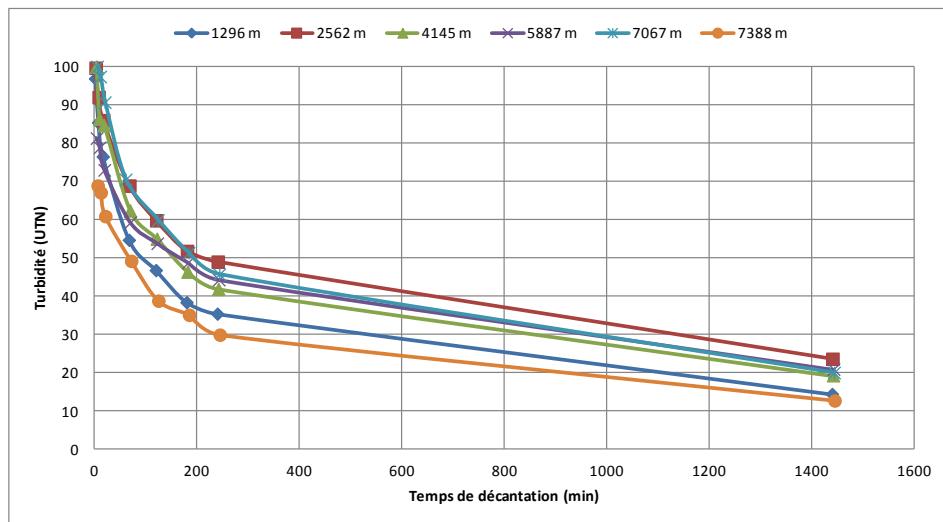


Figure 6.4 Variabilité de la décantation à une même concentration (0,25 g/L) pour différents échantillons de sédiments prélevés dans le canal

Tableau 6.1 Pourcentages passant (%) à différentes porosités de tamis pour chaque échantillon de sédiments

Porosité des tamis (mm)	Distance (m)					
	1296	2562	4145	5887	7067	7388
10	100	100	100	100	100	100
5	100	97	99	91	100	96
2,5	100	97	96	84	95	88
1,25	99	96	96	78	95	83
0,63	99	95	95	73	95	82
0,315	98	93	95	67	94	81
0,16	97	90	94	62	94	79
0,08	97	88	94	57	94	76

6.1.1.3 Relation MES et turbidité

L'établissement d'un lien entre les MES et la turbidité est souhaitable pour établir les valeurs de turbidités correspondant à une concentration de métaux après une remise en suspension de sédiments. Ainsi, le suivi de la turbidité, facile à mettre en œuvre en continu, pourra être utilisé pour évaluer le risque associé à la charge de particules et de métaux. Cette relation est spécifique aux types de matières solides et doit être validée pour une suspension de sédiments.

L'analyse des MES et de la turbidité sur des échantillons d'eau lors d'essais de décantation en jar-tests ou en colonne ainsi que sur des échantillons d'eau prélevés au cours des campagnes d'échantillonnage ont permis d'établir une forte relation de linéarité ($r^2=0,97$) entre la turbidité et les MES (Figure 6.5).

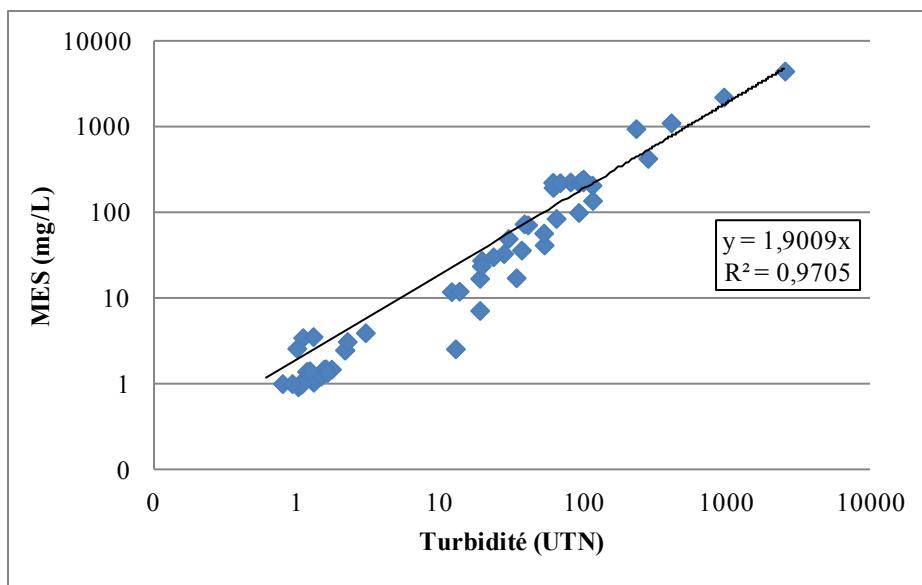


Figure 6.5 Relation entre les MES et la turbidité de l'eau dans les suspensions de sédiments.

6.1.2 Vitesse de décantation des sédiments

Lors des essais en colonne de décantation, la taille des particules a été évaluée aux différents temps de décantation (0h, 15min, 30min, 1h, 6h, 24h) et pour chaque concentration initiale. Une classification des diamètres des particules s'effectue tous les 0,25 μm , à partir de 2 μm . Le nombre de particules décroît avec une augmentation du diamètre des particules (Figure 6.6). Les résultats portent à croire que la distribution des particules est proportionnelle à la concentration de sédiments remis en suspension. En effet, en multipliant par un facteur 20 la distribution des

particules observée à 0h pour 0,05 g/L, on obtient quasiment la même distribution de particules observée à 0h pour 1 g/L de sédiments remis en suspension (courbe « 1 g/L estimé » de la Figure 6.7). Notons que la limite de détection minimale (2 μm) de l'appareil de mesure restreint le compte de particules à un seuil minimal qui varie en fonction des dilutions réalisées lors de l'analyse des échantillons. En effet, les échantillons prélevés ont été dilués 5, 50 ou 100 fois suite à une remise en suspension de sédiments de 0,05, 0,25 ou 1 g/L respectivement.

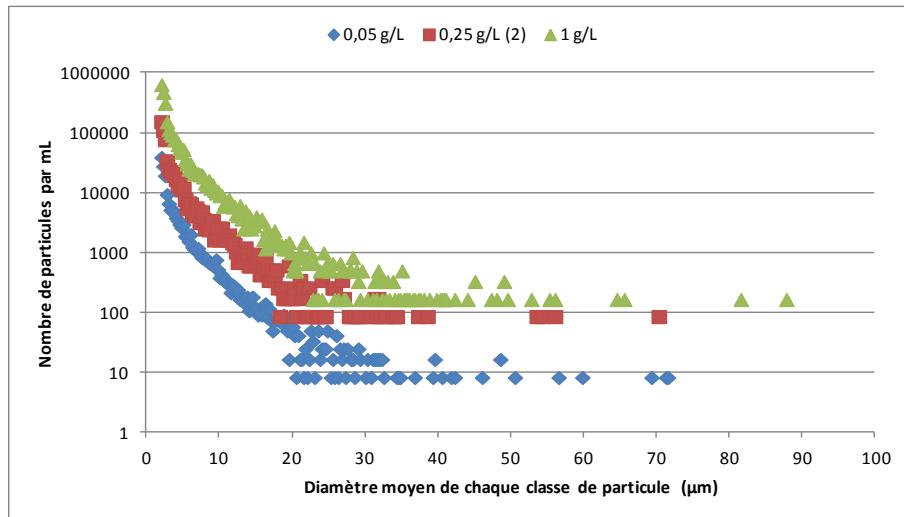


Figure 6.6 Distribution de particules pour différentes concentrations à 0h

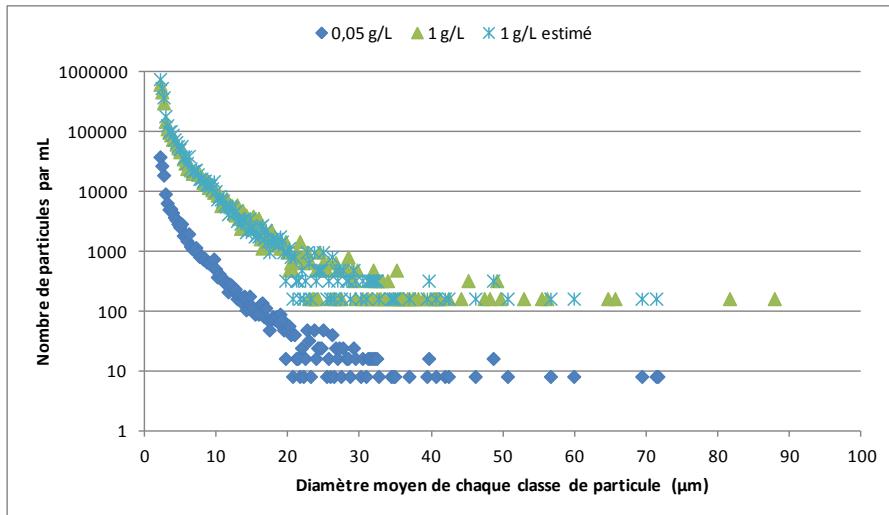


Figure 6.7 Distribution observées de particules pour des concentrations de remise en suspension de 0,05 g/L et 1 g/L à 0h ; et distribution estimée de 1 g/L à 0h

A l'instant initial, la distribution de la taille des particules est similaire quelle que soit la concentration de sédiments remis en suspension (Figure 6.8 et Tableau 6.2). En moyenne 58% des particules ont un diamètre inférieur à 3 μm ; 22% d'entre elles ont un diamètre compris entre 3 et 5 μm . Les particules de plus de 15 μm ne correspondent qu'à 2% du nombre total de particules en suspension. Après 24h de décantation, le nombre de particules fines augmente, en raison d'un affinement de la distribution de la taille des particules avec le temps (Figure 6.8).

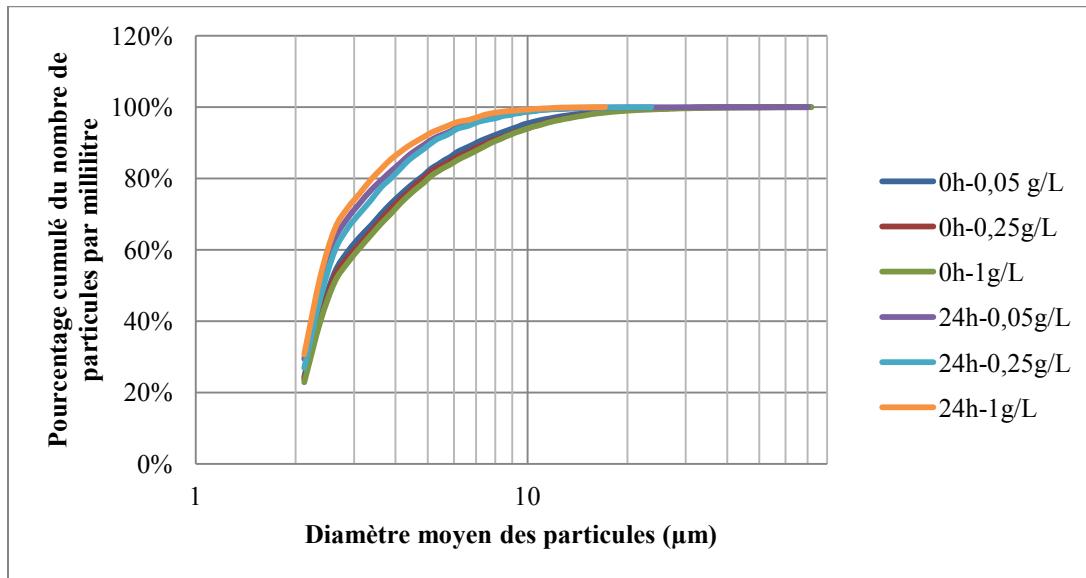


Figure 6.8 Pourcentage du nombre cumulé de particules présentes en suspension à l'instant initial et après 24h de décantation, pour différentes concentrations initiales

Tableau 6.2 Pourcentage de particules selon différentes classes de taille de particules aux différentes concentrations initiales de remise en suspension

Diamètre des particules	Concentration initiale		
	0,05 g/L	0,25 g/L (2)	1 g/L
<3 μm	59%	58%	56%
3-5 μm	21%	22%	22%
5-10 μm	14%	14%	15%
10-15 μm	3%	4%	4%
>15 μm	2%	2%	2%

Le tableau 6.3 présente l'évolution des tailles maximales de particules pour les différents essais en fonction de la concentration initiale de sédiments en suspension et du temps de décantation en colonne. Les tailles maximales initiales sont très reproductibles et la taille maximale des particules tend à décroître avec le temps de décantation et de façon plus prononcée pour les concentrations élevées de sédiments en suspension (1g/L). Après 1 heure de décantation, la taille maximale des particules peut augmenter légèrement, ce qui est cohérent avec une floculation lors de la chute des particules. En effet, la limite de détection de l'instrument de mesure ne permet pas le dénombrement des particules dont le diamètre est inférieur à 2 μm . L'agglomération de ces particules en flocs de diamètre plus important peut permettre leur détection après un certain temps de décantation.

À noter que les sources d'erreur lors de la mesure du nombre et de la taille des particules dans l'eau décantée à l'aide du compteur Brightwell sont nombreuses :

- (i) la représentativité de l'échantillon ;
- (ii) les limites de détection (2 et 300 μm) ;
- (iii) l'incertitude causée par la dilution de l'échantillon lors du décompte de particules présentes afin de ne pas dépasser les limites de l'appareil de mesure ;
- (iv) l'erreur de mesure de l'appareil ;
- (v) la nécessité de dupliques dans l'analyse des échantillons.

Tableau 6.3 Diamètre maximal (μm) des particules selon la concentration initiale et le temps de décantation en colonne à une profondeur centrale de 1,07 m

Temps de décantation	Concentration initiale du test en colonne			
	0,05 g/L	0,25 g/L (1)	0,25 g/L (2)	1 g/L
0h	71	64	70	88
15 min	70	55	68	79
30 min	66	55	57	81
1h	102	74	108	38
6h	50	26	30	25
24h	70	25	23	17

La mesure de la taille et du nombre des particules à chaque temps de décantation a permis l'estimation du volume de particules décantées, donc du volume de particules restantes en suspension. Plus particulièrement, en supposant des particules sphériques, à partir de la mesure du nombre de particules à un certain diamètre, il est possible d'estimer le volume global de l'ensemble des particules contenues dans un échantillon d'eau. En ayant mesuré la taille et le nombre de particules à chaque temps de décantation (0h, 15min, 30min, 1h, 6h et 24h), il est possible d'en déduire l'évolution du volume de particules restantes en suspension (en pourcentage) en fonction du temps de décantation et pour chaque concentration initiale (Figure 6.9). Le volume, V , de particules contenues dans un échantillon prélevé à la prise centrale de la colonne de décantation est déterminé de la manière suivante :

$$V = \sum_{i=1}^N \frac{4}{3} \pi \left(\frac{d_i}{2}\right)^3 n_i$$

Avec :

- n_i le nombre de particules par millilitres de la classe de particules n°i ;
- d_i le diamètre médian des particules de la classe n°i.

Au cours des 15 premières minutes de décantation, 33% du volume de particules a décanté lors d'une remise en suspension de 1 g/L contre 3% pour une remise en suspension de 0,05 g/L. Au contraire, entre les 3^{ème} et 6^{ème} heures de décantation, 50 et 24% du volume de particules a décanté respectivement pour des remises en suspension de 0,05 et 1 g/L. Ces pourcentages passent à 23 et 8% entre les 6^{ème} et 24^{ème} heures de décantation, respectivement pour des concentrations initiales de 0,05 et 1 g/L de sédiments remis en suspension. Ceci peut s'expliquer par un volume plus important de particules de très grand diamètre ($>80\mu\text{m}$) pour une concentration initiale de sédiments remis en suspension plus grande. En effet, 12% du volume total de particules présentes en suspension après une remise en suspension de 1 g/L de sédiments ont un diamètre de plus de 81,5 μm , tandis que le diamètre maximal pour une concentration de 0,05 g/L a été évalué à 71 μm . De plus, la rapidité de la décantation augmente avec la taille des particules en suspension. Ce qui peut se vérifier avec l'équation de la vitesse de chute d'une particule :

$$V_p = \frac{g * (\rho_p - \rho_L) * d^2}{18 * \eta}$$

Avec :

- V_p la vitesse de chute de la particule p ;
- d_p le diamètre de la particule p ;
- ρ_p et ρ_L les masses volumiques respectivement des particules et de l'eau ;
- η la viscosité dynamique de l'eau.

La décantation naturelle d'une particule de 100 μm mettra approximativement 2,3 minutes à décanter 1,07 m. Cette durée passe à près de 2 heures et plus de 8 journées respectivement pour des particules de l'ordre de 10 et 1 μm (The American Water Works Association Inc., 1971). Ainsi, l'efficacité de la décantation des particules sur une très courte durée (<15 min) augmente avec la concentration des sédiments remis en suspension. Cette tendance s'inverse pour un temps de décantation plus long (>1h).

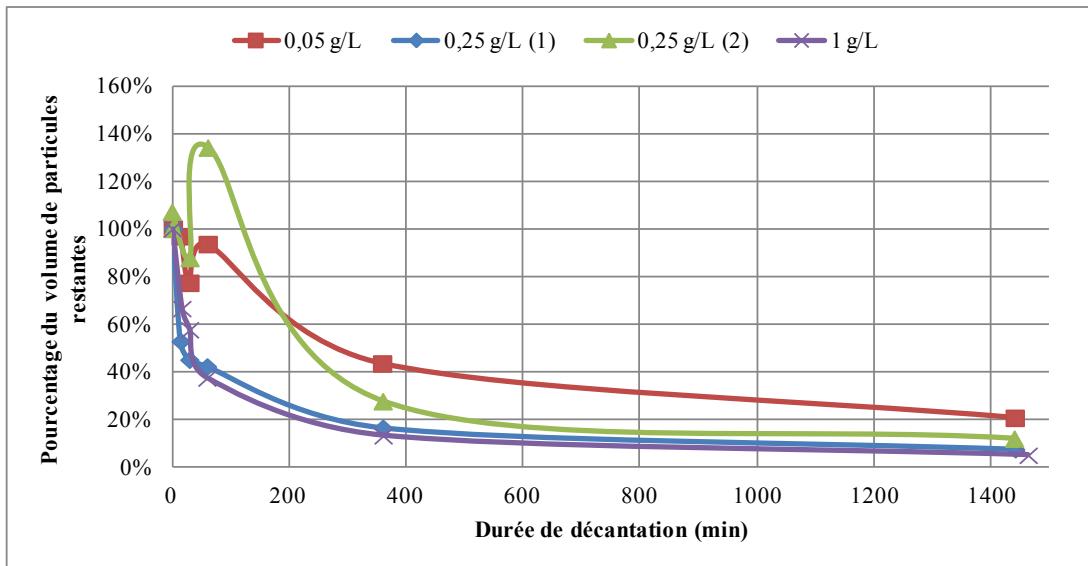


Figure 6.9 Évolution du pourcentage de particules restantes en fonction du temps de décantation pour différentes concentrations de sédiments remis en suspension

D'après la figure 6.10, l'évolution de la turbidité au cours du temps de décantation est similaire à l'évolution du pourcentage de particules restantes dans la colonne d'eau. Ceci confirme

l'utilisation de la turbidité comme un indice de la quantité de particules présentes dans l'eau. La décantation est assez rapide au cours de la première heure puisque la turbidité passe de 233 à 115 UTN pour une concentration initiale de 1 g/L. Cependant, la turbidité résiduelle reste assez importante après 24h (37 UTN). La turbidité prend en compte les particules dont le diamètre est compris entre 1 et 1 000 µm (American Society of Civil Engineers (ASCE) & American Water Works Association (AWWA), 1997). Les particules de plus grande taille contribuent majoritairement à la turbidité en début de décantation, tandis que ce sont les particules fines qui contribuent à la turbidité après un plus long temps de décantation. Les particules de 1 à 2 µm sont les particules dont la décantation d'une profondeur de 1,07 peut dépasser les 8 jours (The American Water Works Association Inc., 1971). Sur une période de 24h, ces particules seront donc toujours en suspension et détectées par la mesure de la turbidité. Suite à une remise en suspension de sédiments dans le canal ou à des turbulences, cette fraction correspond aux particules susceptibles d'entrer dans la prise d'eau de l'usine n°2 et donc de nuire à la qualité de l'eau des consommateurs. La limite de détection de l'appareil de mesure (Brightwell) rend impossible le décompte des particules de moins de 2 µm, il est donc impossible d'évaluer précisément le volume de particules restant en suspension correspondant à cette catégorie de particules.

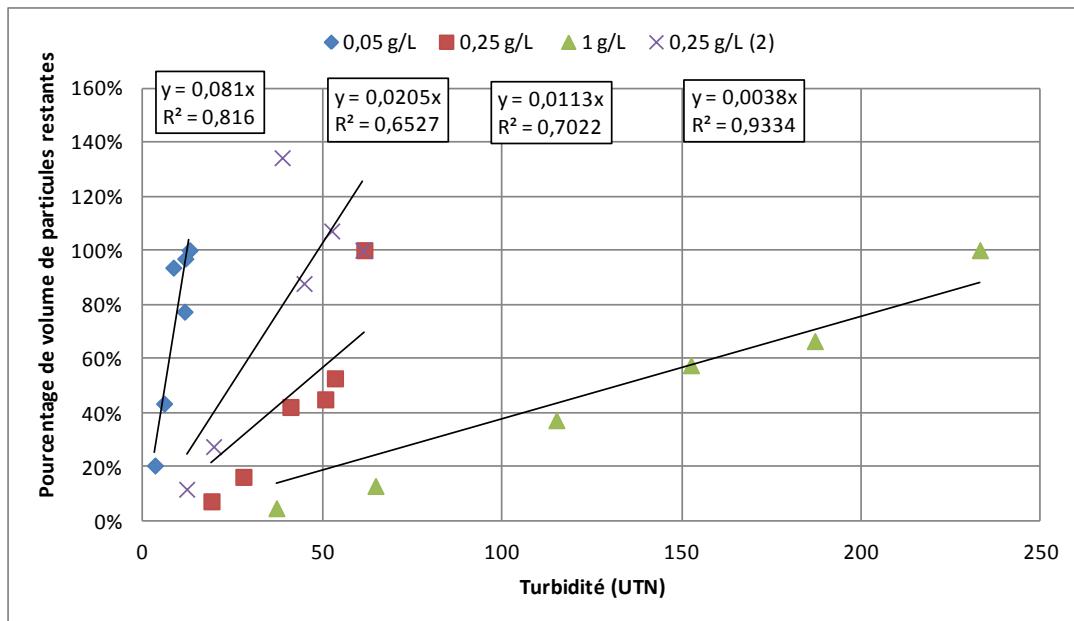


Figure 6.10 Corrélation entre le volume de particules restantes et la turbidité de l'eau de mélange pour une concentration initiale de 1 g/L

L'ensemble de ces résultats permet d'estimer la durée requise avant que la qualité de l'eau ne retrouve son état initial. Il est également possible de déterminer la zone critique dans laquelle une remise en suspension de sédiments, d'une concentration donnée, aurait un impact sur la qualité de l'eau brute d'une prise d'eau potable.

Par exemple, pour une concentration initiale de 0,25g/L de sédiments, la turbidité résiduelle après 24h est de l'ordre de 15 UTN. Considérant une vitesse d'écoulement de 10 cm/s dans le canal, 24h de décantation représentent une distance d'écoulement de 8640 mètres, soit plus de la longueur totale du canal. Ainsi, lors d'une remise en suspension de 0,25 g/L de sédiments en début de canal, la turbidité mesurée à la prise d'eau brute de l'usine n°2 sera de l'ordre de 15 UTN, 24h après, lorsque la perturbation aura rejoint la fin du canal. Une pointe de turbidité à l'eau brute de l'usine n°2 de 15,6 UTN a été observée en 1996 et a mené à une turbidité traitée de près de 5 UTN. Ainsi, le traitement d'une turbidité de l'ordre de 15 UTN n'avait pas permis, à l'époque, d'abattre la turbidité en dessous du seuil de 1 UTN. La zone critique d'une remise en suspension de 0,25 g/L dans le canal urbain est de plus de 8 km. L'évaluation d'une zone critique est fonction : (i) de la vitesse d'écoulement de la source étudiée, (ii) de la concentration des sédiments remis en suspension, (iii) et de la turbidité maximale admise à la prise d'eau brute. Pour le calcul d'une zone critique de remise en suspension, il serait également possible de prendre en compte les concentrations de contaminants contenues dans les sédiments (bactéries, produits pharmaceutiques, etc.) en fonction des seuils réglementés à l'eau brute.

6.2 Évolution des métaux dans différentes fractions suite à une remise en suspension de sédiments

Suite à la caractérisation des concentrations de métaux contenues dans les sédiments remis en suspension, les concentrations de métaux du mélange eau-sédiments ont été analysées à la fois au cours des essais de décantation en jar-tests et en colonne, pour terminer par une comparaison des deux séries de résultats.

6.2.1 Concentrations de métaux dans les sédiments remis en suspension

Critères de qualité des sédiments

Au cours des essais au laboratoire, en jar-test et en colonne de décantation, deux types de sédiments ont été utilisés. Les sédiments n°1 ont été remis en suspension au cours des essais de décantation et de solubilisation des métaux en jar-test, tandis que les sédiments n°2 ont été utilisés pour l'ensemble des essais en colonne de décantation. Afin d'évaluer le niveau de contamination de ces sédiments, les concentrations mesurées sont comparées aux normes fixées par la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MDDEFP (Tableau 6.4). Cette politique vise à protéger la santé humaine, la flore, l'environnement et les biens du public. Afin d'évaluer les impacts et les risques liés à la contamination du sol étudié dans une source d'eau potable, ces critères sont plus pertinents que les critères pour l'évaluation de la qualité des sédiments d'eau douce au Québec qui prennent en compte l'impact sur la vie aquatique. Le critère A représente la teneur de fond des paramètres inorganiques dans le sol. Le critère B représente la limite maximale acceptable pour des terrains à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle. Tandis que le critère C représente la limite maximale acceptable pour les terrains à vocation commerciale ou industrielle (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP), 2002). Dans le cas des sources d'eau potable, seul le critère A semble pertinent puisqu'il représente la quantité de métaux qui devrait être présente dans les sols naturellement. Cependant, les critères B et C permettent de fixer des échelles de contamination. Le canal urbain étudié n'étant pas classé comme cours d'eau, cette réglementation est la mieux placée pour l'évaluation de la qualité des sols.

Un grand nombre (17) des métaux analysés n'est pas classifié par les critères du MDDEFP (Al, Sb, Be, Bi, B, Ca, Fe, Li, Mg, P, K, Na, St, Th, Ti, U et V). L'As, le Cu, le Hg et le Zn dépassent le critère A dans les deux types de sédiments. Le Cd, le Pb et le Se dépassent le critère A uniquement chez le sédiment n°2 et s'en approchent dans le sédiment n°1. Les concentrations de Cu et de Zn s'approchent nettement du critère B dans les sédiments n°2, à des concentrations de 99 et 483 mg/kg respectivement. L'ensemble des autres métaux concernés par ces critères ne dépasse aucun des critères choisis (Ag, Ba, Cr, Co, Sn, Mn, Mo et Ni). De manière générale, l'échantillon de sédiment n°2 semble plus contaminé que le sédiment n°1. Sept métaux dépassent le critère A (As, Cu, Hg, Zn, Cd, Pb et Se) et deux d'entre eux approchent le critère B. Ces résultats prouvent l'existence d'un apport externe de contamination, dont l'identification de la source ne fait pas partie des objectifs de ce mémoire.

Tableau 6.4 Concentrations de métaux mesurées dans les sédiments remis en suspension et comparaison aux normes fixées par la politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MDDEFP (NA : non analysé)

Métaux	LD	Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés du MDDEFP			Concentration dans les sédiments (mg/kg)		Moyenne de l'ensemble des échantillons de sédiments du canal (mg/kg)
		A	B	C	Jar-test	Colonne	
Aluminium	30				15100	13200	18517
Antimoine	20				<LD	<LD	<LD
Argent	0,5	2	20	40	<LD	<LD	0,5
Arsenic	5	6	30	50	6,5	7,05	6,0
Baryum	20	200	500	2000	117	116	144
Béryllium	10				<LD	<LD	<LD
Bismuth	15				NA	<LD	<LD
Bore	20				62	<LD	64
Cadmium	0,9	1,5	5	20	1,4	2,8	2,1
Calcium	100				39700	32800	36280
Chrome	25	85	250	800	47	51,5	53,2
Cobalt	15	15	50	300	<LD	<LD	15,0
Cuivre	22	40	100	500	63	99	72,3
Étain	5	5	50	300	<LD	<LD	<LD
Fer	500				29200	25750	30237,5
Lithium	2				NA	10	16,1
Magnésium	100				10900	9870	12188,0
Manganèse	10	770	1000	2200	454	392	504,8
Mercure	0,2	0,2	2	10	0,481	0,3	0,3
Molybdène	2	2	10	40	<LD	<LD	3,0
Nickel	30	50	100	500	45	<LD	45,3
Phosphore	20				NA	1125	1077,1
Plomb	25	50	500	1000	48	172,5	86,2
Potassium	100				3160	2150	4063,3
Sélénium	1	1	3	10	<LD	2	1,9
Sodium	100				464	451,5	586,6
Strontium	10				97	94,5	109,3
Thallium	15				<LD	<LD	<LD
Titane	10				971	662	940,2
Uranium	20				<LD	<LD	<LD
Vanadium	15				40	44,5	37,7
Zinc	80	110	500	1500	289	483	327,6

Variabilité des concentrations de métaux dans les sédiments

Dans la dernière colonne du tableau 6.4 sont répertoriées les concentrations moyennes de métaux d'une série d'échantillons qui ont été prélevés dans le canal lors d'essais préliminaires. Ces valeurs permettent de confirmer la présence de l'ensemble des métaux à des concentrations similaires tout au long du canal. Les essais de remise en suspension sont donc représentatifs de l'ensemble des sédiments du canal d'amenée d'eau.

La concentration en métaux des sédiments est extrêmement variable selon le site étudié. Un taux élevé de contamination des sédiments de la rivière Cook, en Australie a été observé en 1998 (Simpson et al., 1998). En particulier les concentrations de Pb et de Zn étaient respectivement 2,6 et 3,3 fois supérieures à celles mesurées dans les sédiments utilisés au cours de nos essais (Tableau 6.5). Tandis que les concentrations de Cu, Fe, Mn et Ni sont nettement supérieures dans le canal urbain étudié, en particulier les concentrations de Cu et de Mn sont respectivement 14 et 17 fois supérieures. De même, les concentrations d'As, Cd, Cu, Pb et Zn des sédiments du fleuve Saint-Laurent mesurées en 2013 sont d'un ordre de grandeur supérieure aux concentrations de nos essais (Pourabadehei & Mulligan, 2013).

Cette grande variation des concentrations de métaux dans les sédiments est due principalement : (i) à la variation de la composition et des caractéristiques physico-chimiques des sols qui entraînent une variation des concentrations et du comportement des métaux (Zhang, He, Calvert, Stoffella, & et al., 2003) ; ainsi (ii) qu'à la variabilité des déversements en métaux dans l'environnement.

Tableau 6.5 Comparaison des concentrations de certains métaux dans les sédiments des berges du Saint-Laurent en 2013 (Pourabadehei & Mulligan, 2013), de la rivière Cook (Australie) en 1998 (Simpson et al., 1998) et du canal urbain étudié

	Berges du Saint-Laurent	Rivière Cook	Canal urbain
As	6	-	7,05
Cd	0,88	3,62	2,8
Co	12,4	-	7,5
Cr	63,6	-	51,5
Cu	80,8	7,43	99
Fe		6863	25750
Mn		23,2	392
Ni	37	10,3	15
Pb	42	561,5	172,5
Zn	195,2	1236	483

6.2.2 Résultats des essais en jar-test

Les essais en jar-tests permettent d'avoir une idée de l'état de contamination en métaux de l'eau après une remise en suspension de sédiments de 1 g/L et après une heure de décantation. Les résultats suivants représentent donc une photographie de la contamination à un instant t et pour une condition initiale particulière. L'eau de dilution utilisée est de l'eau Milli-Q, dépourvue de toute concentration de métaux. Les concentrations mesurées dans l'eau de mélange ne proviennent donc que de la remise en suspension de sédiments lors de ces essais.

6.2.2.1 Fractions des métaux analysés dans l'eau de mélange après 1 heure de décantation

Lors des essais en jar-test, 24 métaux ont été analysés dans l'eau de mélange, suite à des filtrations sur 0,45 et 10 µm, ainsi que sur un échantillon non traité. La figure 6.11 représente l'ensemble des concentrations mesurées dans ces trois échantillons. Il est possible de vérifier que les concentrations mesurées dans l'échantillon intact sont supérieures aux autres concentrations, pour chaque métal. Les concentrations de métaux mesurées après une filtration sur 0,45 µm représentent à la fois les concentrations dissoutes, mais également la fraction de métaux qui ne

sont pas enlevés avec une filtration de 0,45 µm de porosité. La figure 6.12 représente les fractions des métaux présents dans les différentes phases de l'eau de mélange que sont la phase dissoute (<0,45µm), la phase colloïdale (>0,45µm et <10µm) ainsi que la phase comprenant les particules de plus de 10 µm de diamètre, pour une concentration initiale de 1 g/L et après 1 h de décantation.

Les résultats de la figure 6.11 regroupent les métaux en trois catégories : ceux dont la fraction particulaire de plus de 10 µm représente plus de 50% de leur concentration totale après une heure de décantation, c'est le cas de la majorité des métaux analysés (Al, Ba, Be, Cd, Cr, Co, Fe, Mn, Mg, Ni, Pb, Th, Ti et U) ; ceux dont cette fraction représente entre 30 et 40 % de leur concentration totale (Ag, Ca, K, Se, Na, St, et Zn) ; ainsi que ceux dont cette fraction ne représente que 10 à 15% de leur concentration totale (As, Cu et V). Les autres fractions ont une proportion très variable. En effet, la fraction des métaux solubilisés, c'est-à-dire ceux qui sont présents dans la phase dissoute, peut varier entre 6,0 et 55,2% de la concentration totale en métaux. De même, la fraction des métaux présents dans la phase colloïdale varie entre 14,9 et 83,9 %. Ainsi, le V est majoritairement présent sous forme colloïdale, c'est-à-dire, dans le cas de notre étude, attaché aux fines particules dont le diamètre est compris entre 0,45 et 10 µm. L'As, Ca, K et Se ont la particularité d'être principalement présents sous forme dissoute, à près de 50%. Ces métaux seront donc difficilement enlevés par une simple filtration à l'usine de traitement. Cependant, ceci n'est pas alarmant considérant les faibles concentrations mises en jeu, qui restent bien en dessous des normes d'eau potable.

En considérant qu'une filtration permet l'enlèvement de 100% des particules dont le diamètre est supérieur à la porosité du filtre, ces résultats permettent de conclure que : (i) la filtration sur 10 µm permet d'enlever en moyenne 59,6% des métaux (la fraction dissoute et la fraction colloïdale), et (ii) la filtration sur 0,45 µm permet d'enlever en moyenne 23,6% des métaux. En moyenne, 40,4 % des métaux sont attachés aux particules de plus de 10 µm.

L'ensemble de ces résultats sera confirmé par les essais de solubilisation en colonne de décantation.

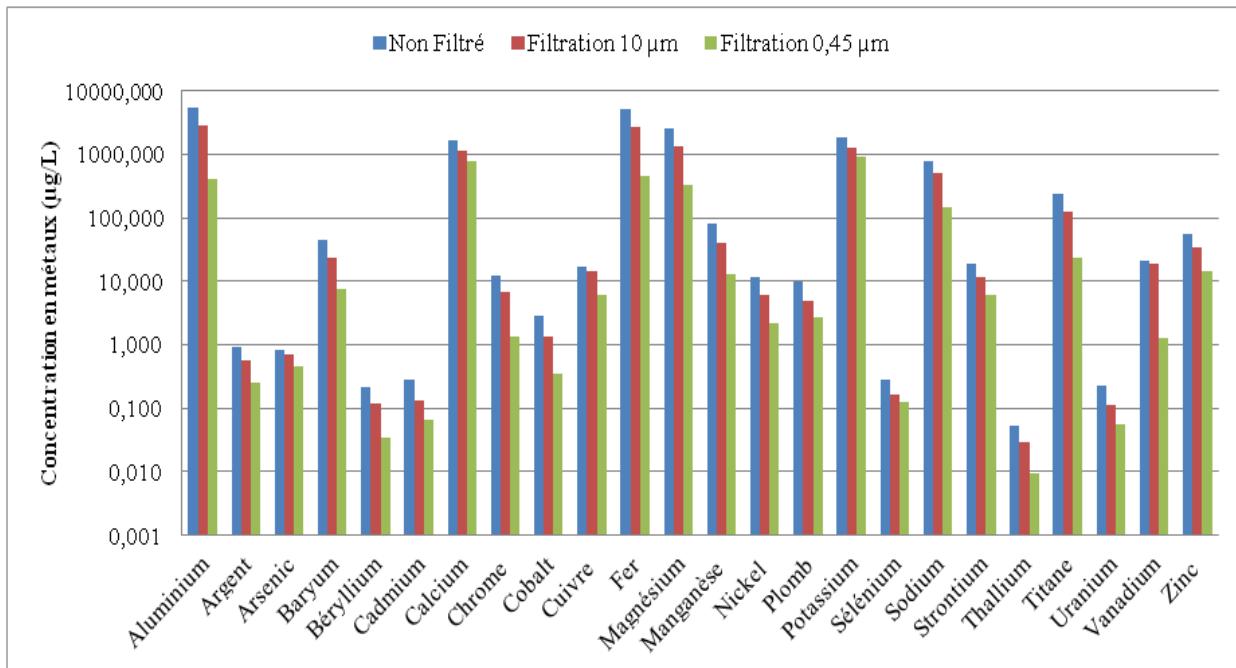


Figure 6.11 Concentrations en métaux dans l'eau, selon différents traitements, pour une concentration initiale de 1 g/L et après 1h de décantation. Essais en jar-tests.

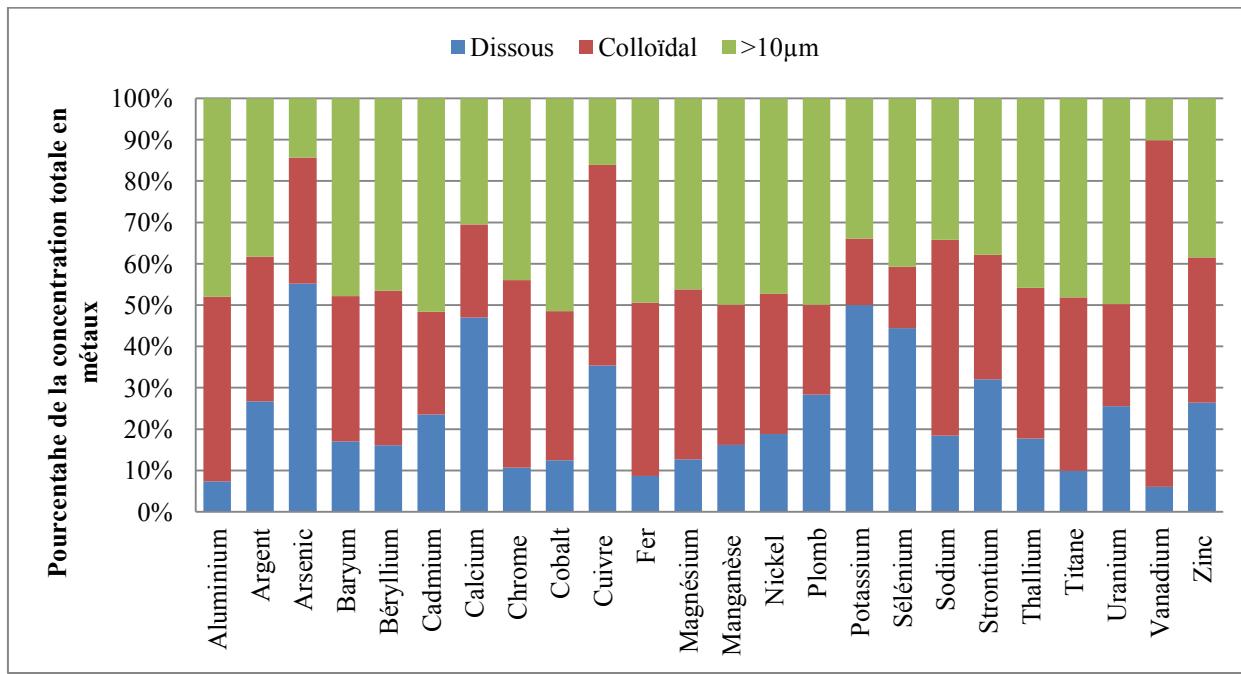


Figure 6.12 Évaluation de la présence des métaux dans chaque fraction : dissous (<0,45µm), colloïdal (<10µm et >0,45µm) et >10µm

6.2.2.2 Comparaison aux normes en eau potable

Parmi les métaux analysés, seuls 10 d'entre eux sont soumis à une norme en eau potable fixée par le RQEP (Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP), 2005). À ces derniers s'ajoutent 4 métaux soumis à la réglementation de l'USEPA (dont l'aluminium, soumis à une réglementation secondaire qui ne représente pas un risque pour la santé) (United States Environmental Protection Agency (USEPA), 1992, 2000), ainsi que 4 métaux soumis à une recommandation esthétique proposée par Santé Canada (Santé Canada, 2010). Le tableau 6.6 regroupe l'ensemble de ces métaux et permet de comparer les concentrations mesurées dans les fractions des différents échantillons ($<0,45\mu\text{m}$, $<10\mu\text{m}$ et non filtré) aux normes ou recommandations en vigueur, tout en visualisant les concentrations de métaux dans les sédiments correspondantes. Les cases rouges correspondent aux concentrations qui dépassent la norme du métal correspondant. Seuls l'Al, le Fe et le Mn dépassent les seuils recommandés par l'USEPA et Santé Canada. Ces derniers font partie des paramètres esthétiques, et ne sont donc pas un risque pour la santé. Ainsi, considérant des sédiments peu contaminés la remise en suspension d'une dose de sédiments de 1 g/L, ne représente plus un risque à la prise d'eau potable après une décantation de 1h.

Tableau 6.6 Concentration des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et après 1 heure de décantation, lors d'un essai en jar-tes

Métaux	Norme en eau potable	Concentrations dans les sédiments	Concentrations des métaux dans l'eau de mélange à 1 g/L et 1 h (MES = 213 mg/L)		
			<0,45µm	<10µm	Non filtré
Unité	mg/L	mg/kg	µg/L		
Paramètres sanitaires	Argent *	0,1	<LD	0,25	0,57
	Arsenic	0,01	6,5	0,46	0,71
	Baryum	1	117	7,5	23,0
	Béryllium *	0,004	<LD	0,04	0,12
	Bore	5	62	NA	NA
	Cadmium	0,005	1,4	0,07	0,13
	Chrome	0,05	47	1,3	6,9
	Cuivre	1	63	6,1	14,5
	Mercure	0,001	0,481	NA	NA
	Plomb	0,01	48	2,74	4,84
	Sélénium	0,01	<LD	0,13	0,17
	Thallium *	0,002	<LD	0,01	0,03
Paramètres esthétiques	Uranium	0,02	<LD	0,06	0,11
	Aluminium *	0,05	15100	402	2848
	Fer	0,3	29200	449	2628
	Manganèse	0,05	454	13,2	41,0
	Sodium	200	464	143	511
	Zinc	5,0	289	14,3	33,3
					54,2

* Métaux normés par l'USEPA

NA = Non analysé

6.2.3 Résultats des essais en colonne de décantation

En complément de l'essai de décantation et de solubilisation des métaux en jar-test, les essais de décantation et de solubilisation des métaux en colonne de décantation permettent de tenir compte de paramètres supplémentaires et d'en évaluer les impacts. En particulier, ces essais comprennent des tests de traitement par coagulation et filtration, et ceci sur une période de décantation de 6 heures.

6.2.3.1 Regroupement des métaux en catégories

Afin de faciliter l'analyse des concentrations en métaux dans les différents compartiments, les métaux sont regroupés en différentes catégories.

6.2.3.1.1 Présence ou absence dans les sédiments, l'eau de dilution et l'eau de mélange

Les métaux peuvent être classés dans différentes catégories. Ces catégories reflètent leur détection dans l'un des compartiments suivant : (i) sédiment, (ii) eau de dilution, (iii) eau de mélange eau-sédiments (cf. Tableau 6.7).

Tableau 6.7 Regroupement des métaux analysés dans l'eau et les sédiments en catégories (rouge : absent, vert : présent)

Sédiments	Eau de dilution	Eau de mélange	
1			As, Ba, Cd, Ca, Cu, Mg, K, Na, St, Zn.
2			Sb, Be, Bi, Sn, Mo.
3			Al, Cr, Fe, Mn, Hg, Pb, P, Se, Ti, V.
4			Li.
5			Ag, B, Co, Th, U.
6			Ni.

Les catégories 1 et 2 représentent l'ensemble des métaux respectivement présents et absents de toutes les phases que ce soit dans l'eau de mélange, l'eau de dilution ou les sédiments. La catégorie 3 regroupe les métaux présents dans les sédiments qui sont également détectés dans l'eau de mélange tout en étant absents de l'eau de dilution. La quatrième catégorie correspond uniquement au Li qui est détecté dans les sédiments sans être détecté dans l'eau, après la remise en suspension des sédiments. La catégorie 5 regroupe les métaux qui ne sont détectés ni dans les sédiments, ni dans l'eau de dilution, tout en étant détectés dans peu d'échantillons de l'eau de mélange à des concentrations proches de la limite de détection. Enfin, la dernière catégorie (6) correspond au Ni qui n'est pas détecté dans les sédiments et dont la présence dans l'eau de mélange est principalement due à l'apport de l'eau de dilution. Cependant, dans le cas du Ni, certaines concentrations mesurées dans l'eau de mélange sont d'un ordre de grandeur supérieur aux concentrations mesurées dans l'eau de dilution, il y a donc un apport non négligeable en provenance des sédiments, et qui n'a pu être quantifié, sûrement en raison d'une limite de détection trop élevée dans les sédiments.

6.2.3.1.2 Métaux ayant peu d'impact

Suite à ce regroupement, un tri des métaux étudiés a été réalisé en plusieurs étapes, ceci afin d'éliminer les éléments qui n'apportent pas d'information significative.

Dans un premier temps, les métaux de la catégorie 2 sont éliminés du reste de l'étude (Sb, Be, Bi, Sn, Mo) puisque les limites de détections des différentes analyses ne permettent de les détecter dans aucun compartiment. À ces métaux s'ajoute Li puisque ce dernier n'est détecté que dans les sédiments et à une concentration proche de la limite de détection.

Un second tri est réalisé en évaluant les limites de détections dans l'eau de chacun des métaux. Plus précisément, les métaux dont l'ensemble des concentrations mesurées dans l'eau de mélange est considéré trop proche de la limite de détection ($LD + 20\%$), donc trop peu variables, seront éliminés de l'analyse. Un seul métal se trouve dans ce cas, il s'agit de l'U.

Un troisième tri est effectué en évaluant la contribution des sédiments vis-à-vis de celle de l'eau de dilution aux concentrations de métaux mesurées dans l'eau de mélange. Ainsi, les métaux dont l'apport par les sédiments est considéré négligeable par rapport à l'apport de l'eau de dilution (inférieur à 10% de la contribution de l'eau de dilution), seront également éliminés de l'analyse. Seul Na se trouve dans ce cas puisque les concentrations mesurées dans l'eau de dilution et les sédiments sont respectivement de 12 400 µg/L et de 451,5 mg/kg (à la concentration la plus élevée, 1 g/L, ceci correspond à 12,4 mg/L ajoutés par l'eau de dilution contre 0,45 mg/L ajouté par les sédiments).

Enfin, Th n'est détecté ni dans les sédiments ni dans l'eau de dilution. Dans l'eau de mélange, ce dernier est détecté uniquement dans un échantillon coagulé à une concentration nettement supérieure à la limite de détection dans l'eau de mélange. Ceci reste inexpliqué. Th est ainsi également éliminé de l'analyse.

Ainsi, 8 autres métaux seront éliminés de la discussion puisqu'ils n'apportent que peu d'information : Sb, Be, Bi, Sn, Mo, Li, Th et U. Seules les concentrations de Na seront discutées puisqu'elles ne sont pas négligeables dans l'eau de mélange.

6.2.3.1.3 Présence ou absence dans l'eau de dilution

Suite à l'élimination des 8 métaux précédents, la distinction peut également être faite entre les métaux absents (catégories 3, 4 et 5) et présents (catégories 1 et 6) dans l'eau de dilution.

Parmi les métaux présents dans l'eau de dilution, le Cd n'est détecté que dans 5 échantillons non filtrés, le Ni est détecté de manière aléatoire dans des échantillons non filtrés et filtrés sur 10 µm, le Cu est détecté partout mis à par dans certains échantillons filtrés sur 0,45 µm, tandis que les autres métaux sont détectés dans l'ensemble des échantillons (As, Ba, Ca, Mg, K, Na, St, Zn). Les concentrations mesurées de certains métaux sont rarement supérieures aux concentrations mesurées dans l'eau de dilution (<15/45 : Ba, Cd, Cu, Ni, St, Zn). D'autres sont peu fréquemment détectés à des concentrations supérieures (<25/45 : Mg, K, Na). Tandis que l'As et le Ca sont détectés fréquemment mais de manière aléatoire à des concentrations supérieures que dans l'eau de dilution.

Parmi les métaux non présents dans l'eau de dilution, il est possible de distinguer ceux dont la détection est rare (Ag, B, Hg, Se), de ceux dont la détection est aléatoire, mais fréquente (Cr, Co, Fe, P, V), ainsi que de ceux dont les concentrations suivent un gradient clair (Al, Mn, Pb, Ti).

6.2.3.1.4 *Paramètres sanitaires et esthétiques*

En fonction des normes et recommandations fixées par le RQEP, l'USEPA et Santé Canada, les métaux peuvent être regroupés en deux catégories : les paramètres sanitaires qui sont normés par le RQEP et le cas échéant par l'USEPA ; ainsi que les paramètres esthétiques qui ne sont pas normés, mais pour lesquels Santé Canada ou l'USEPA proposent une recommandation esthétique (Tableau 6.8). Les métaux suivants ne sont pas normés ni soumis à une recommandation esthétique : Bi, Ca, Co, Sn, Li, Mo, Ni, P, K, St, Ti, V.

Tableau 6.8 Normes et recommandations (mg/L) sur les métaux lourds fixées par le RQEP, Santé Canada et l'USEPA

Métaux	RQEP	Santé canada	USEPA (norme)	USEPA (recommandation)
Unité	mg/L			
Aluminium	NR	NR	NR	0,05
Antimoine	0,006	0,006	0,006	-
Argent	NR	NR	0,1	-
Arsenic	0,01	0,01	0,01	-
Baryum	1	1	2	-
Béryllium	NR	NR	0,004	-
Bore	5	5	NR	-
Cadmium	0,005	0,005	0,005	-
Chrome	0,05	0,05	0,1	-
Cuivre	1	1 (esthétique)	NR	1,3
Fer	NR	0,3 (esthétique)	NR	0,3
Manganèse	NR	0,05 (esthétique)	NR	0,05
Mercure	0,001	0,001	0,002	-
Plomb	0,01	0,01	0,015	-
Sélénium	0,01	0,01	0,05	-
Sodium	NR	200 (goût)	NR	-
Thallium	NR	NR	0,002	-
Uranium	0,02	0,02	0,03	-
Zinc	NR	5 (esthétique)	NR	5

NR = non régulé

6.2.3.2 Fractions de métaux mesurés dans l'eau de mélange

Les métaux peuvent également être classés selon les réglementations en vigueur au Québec, au Canada et aux États-Unis.

6.2.3.2.1 Paramètres normés en eau potable

Neuf métaux sont normés par le RQEP (As, Ba, B, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Se), auxquels s'ajoute Ag normé par l'USEPA. Les fractions de ces métaux dans l'ensemble des échantillons d'eau de mélange analysés sont présentées à la figure 6.13. Les concentrations de Hg, Pb, Cr, Se proviennent uniquement des sédiments puisque ces métaux ne sont pas détectés dans l'eau de dilution. Tandis que les concentrations de Ba et de Cu proviennent principalement de l'eau de dilution. Enfin, l'As et le Cd, présents dans tous les compartiments, sont détectés à des

concentrations nettement supérieures à celles mesurées dans l'eau de dilution. Ceci implique une contribution conjointe des sédiments et de l'eau de dilution.

- ***Métaux peu détectés***

L'Ag, le B, le Hg et le Se font partie du groupe des métaux les moins détectés dans l'eau de mélange et qui ne présentent par conséquent aucune augmentation significative suite à l'ajout de sédiments. Le Se et le Hg sont détectés uniquement dans 2 échantillons non filtrés à des concentrations très proches de leurs limites de détection respectives, tout en restant très inférieures aux normes du RQEP. Bien que peu fréquemment détectés dans l'eau de mélange, l'Ag et le B ont la particularité de n'être détectés ni dans les sédiments ni dans l'eau de dilution. L'Ag est détecté dans les trois échantillons non filtrés dont les concentrations sont les plus importantes (1g/L à 0h et 1h ; 0,25 g/L(2) à 0h). Le B est détecté dans deux échantillons aléatoires filtrés sur 10 μm , ce qui reste inexpliqué. Dans l'ensemble de ces cas, les concentrations mises en jeu sont bien inférieures aux normes fixées respectivement par l'USEPA et le RQEP, donc ne représentent pas de risque pour la filière de l'eau potable dans le cas de ce type de sédiments remis en suspension à moins de 1 g/L juste en amont de la prise d'eau potable. En effet, parmi ces métaux, le Hg est celui qui s'approche le plus de la norme en atteignant une concentration de 0,3 $\mu\text{g}/\text{L}$, valeur égale au tiers de la norme (1 $\mu\text{g}/\text{L}$).

Le Cd est détecté relativement fréquemment (6 échantillons non filtrés) à des concentrations toujours très proches de sa limite de détection mis à part pour l'échantillon non filtré prélevé à 0h de l'essai à 1 g/L qui atteint près de la moitié de la valeur de la norme (2,1 $\mu\text{g}/\text{L}$ pour une norme à 5 $\mu\text{g}/\text{L}$). Les concentrations mesurées permettent d'observer un gradient clair en fonction du temps de décantation et de la concentration initiale. Les valeurs mesurées bien que proche de la contribution de l'eau de dilution indiquent un apport certain des sédiments. Ainsi, il est probable qu'une concentration plus importante de remise en suspension puisse mener à un dépassement de la norme. Le Cd est donc un des métaux à prendre en compte lors de l'évaluation d'un risque à une prise d'eau potable bien qu'il ne soit pas détecté dans tous les échantillons.

- ***Métaux mesurés à des concentrations significatives***

Cinq métaux (As, Ba, Cr, Cu et Pb) font partie des métaux dont les concentrations mesurées permettent l'observation d'un gradient clair en fonction de la concentration initiale ainsi que du temps de décantation. L'ensemble des concentrations mesurées est nettement supérieur aux

limites de détection. Dans le cas du Cr et du Pb, seuls les sédiments contribuent aux concentrations mesurées.

Les concentrations de Cu proviennent majoritairement de l'eau de dilution, mis à part pour concentration maximale (1 g/L) à laquelle les sédiments semblent contribuer à des pics de contamination. Il est tout de même possible d'observer un gradient de concentration bien moins visible à 0,05 g/L, concentration à laquelle la contribution des sédiments est négligeable devant celle des sédiments (apport de 4,95 µg/L des sédiments contre un apport de 167,5 µg/L de l'eau de dilution). Les concentrations d'As proviennent conjointement de l'eau de dilution et des sédiments avec un apport des sédiments visible à toutes les concentrations. Les concentrations de Ba, quant à elles, proviennent de l'eau de dilution aux faibles concentrations (0,05 g/L) et de la combinaison des deux compartiments aux concentrations de remise en suspension plus élevées (0,25 g/L et 1 g/L). Dans le cas d'une forte contribution de l'eau de dilution (eau filtrée non chlorée), les métaux analysés sont présents en proportion élevée dans les fractions dissoute et colloïdale, comme c'est le cas de Ba et de Cu à 0,05 g/L.

Les métaux sont toujours détectés à des concentrations inférieures aux normes fixées, mis à part le plomb qui est détecté la majorité du temps à des concentrations proches ou dépassant la norme. Ces concentrations peuvent atteindre près de 15 fois la norme en eau potable (149 µg/L dans l'échantillon non filtré à 0h et pour 1g/L). Dans le cadre de cette étude, parmi les paramètres normés, les métaux d'intérêt sont le Cd, le Pb, et le Cr dont les concentrations mesurées proviennent majoritairement des sédiments et approchent dangereusement ou dépassent leurs normes respectives.

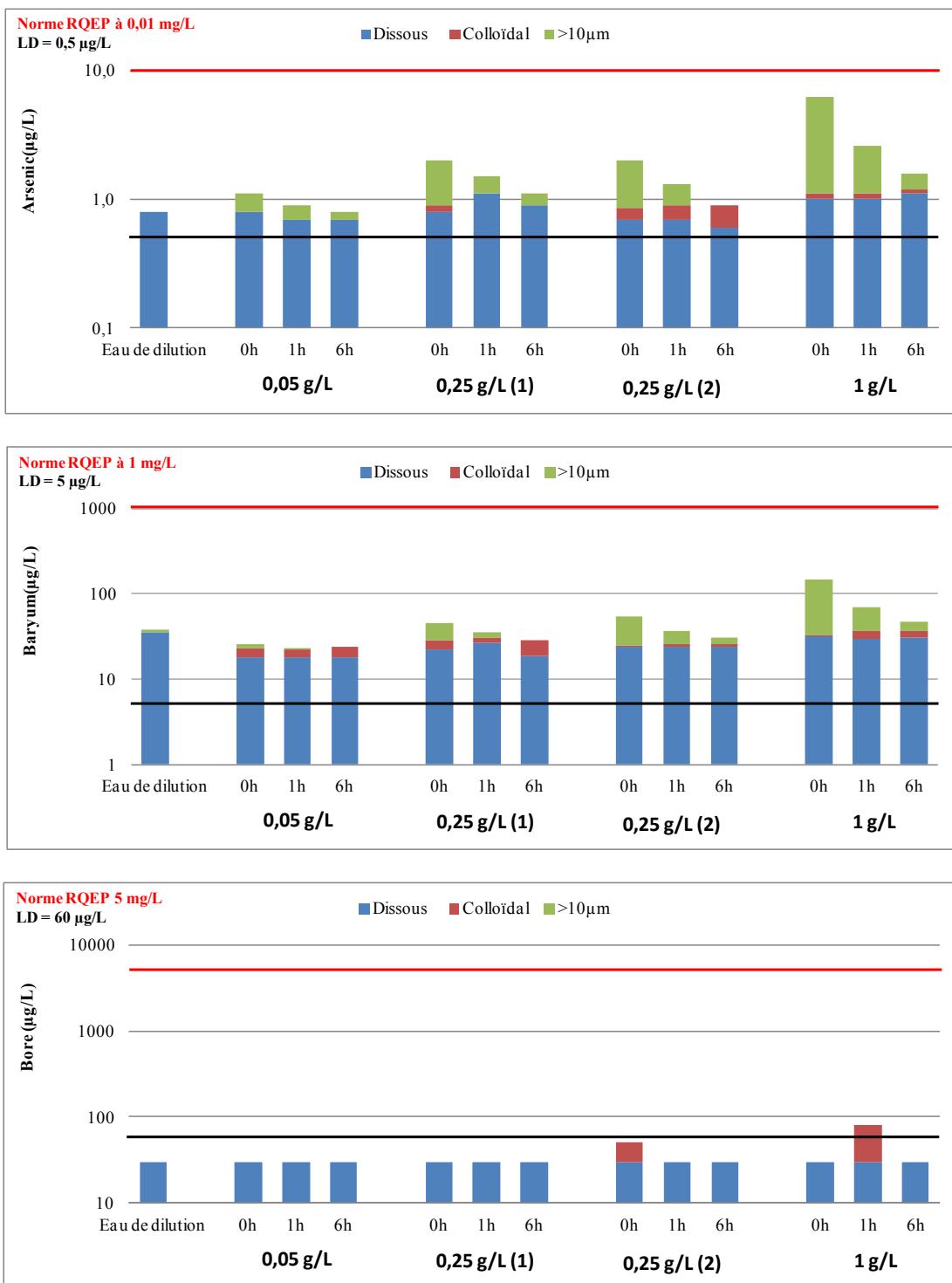


Figure 6.13 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation

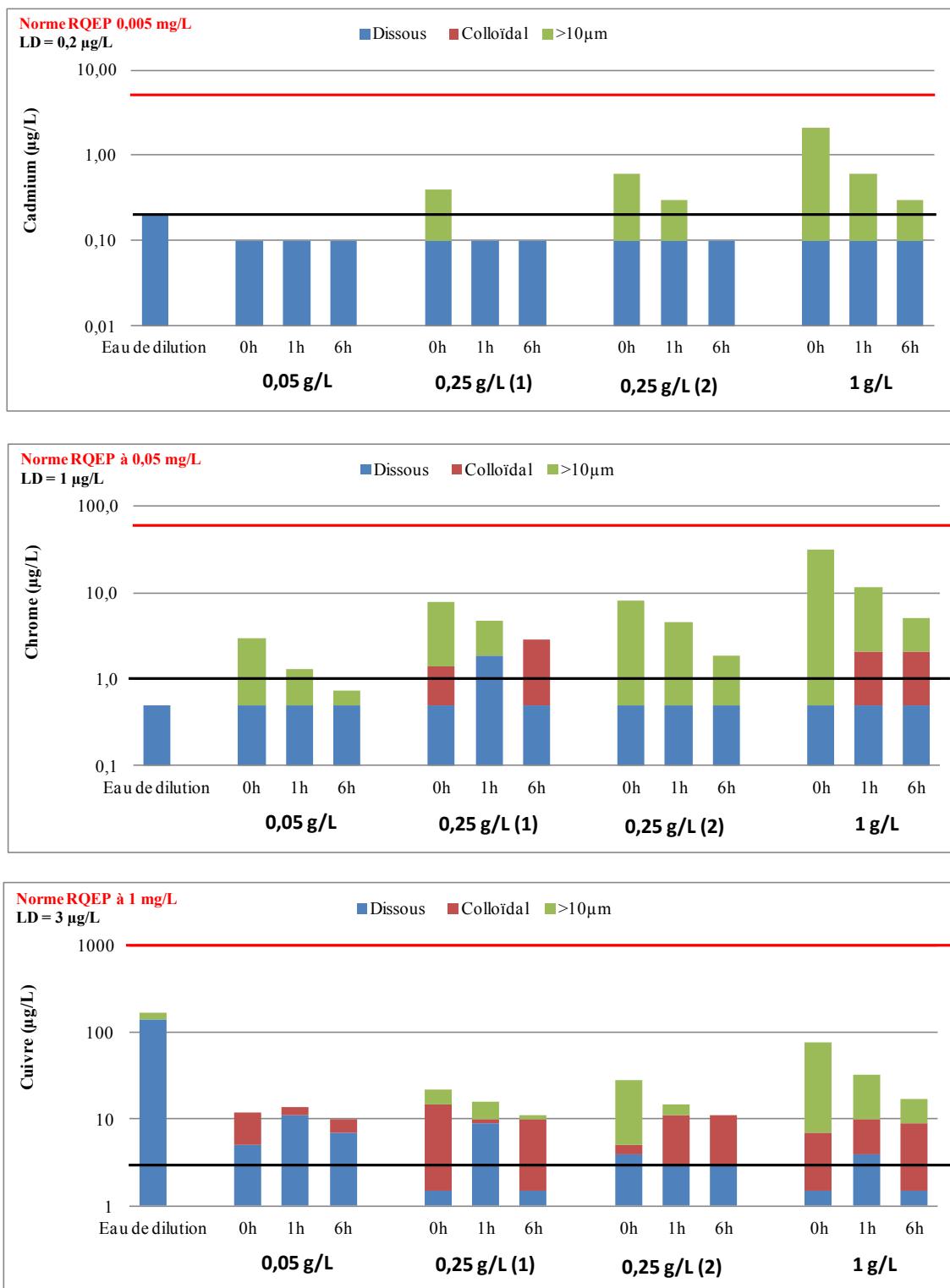


Figure 6.14 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

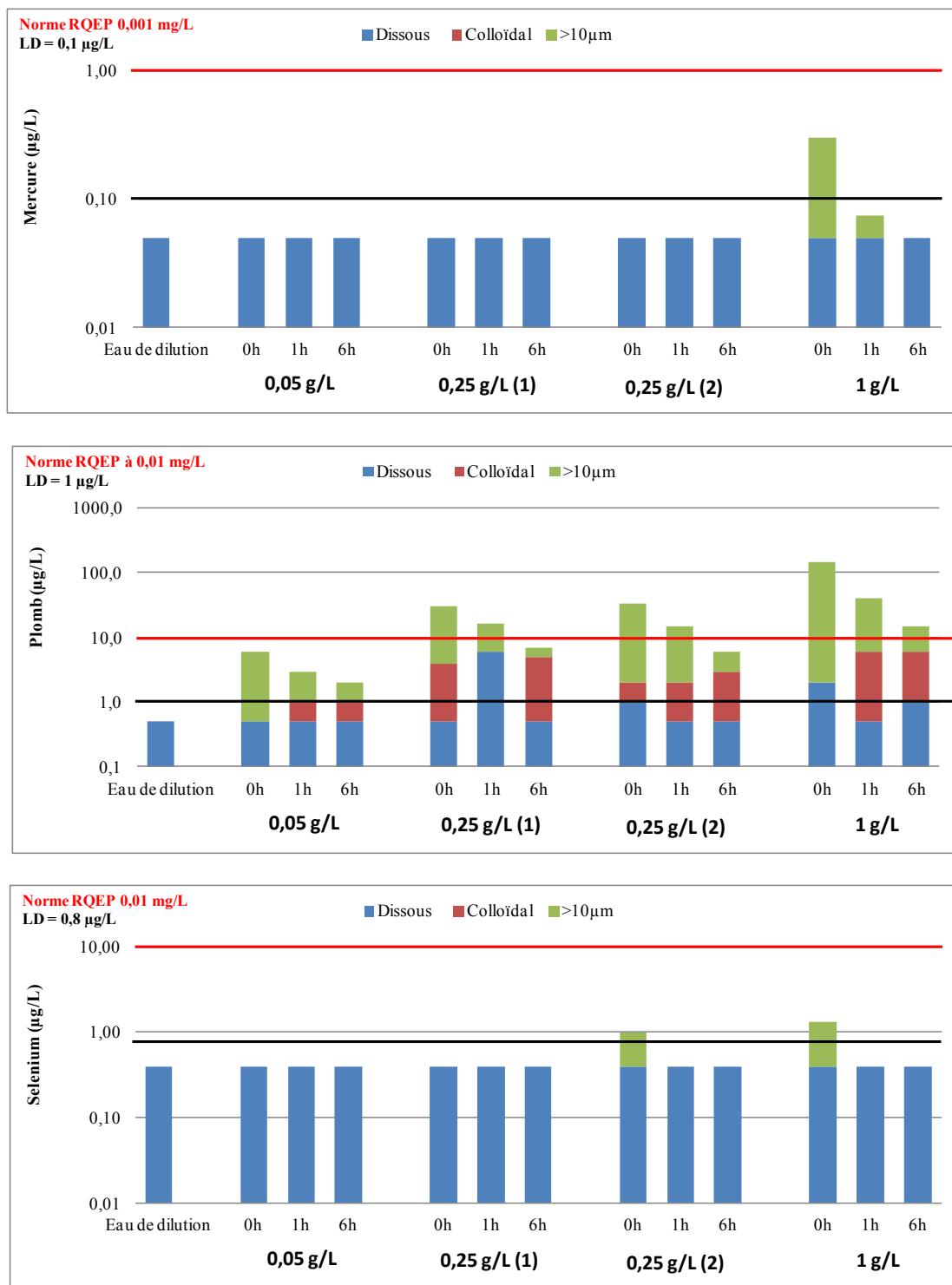


Figure 6.15 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

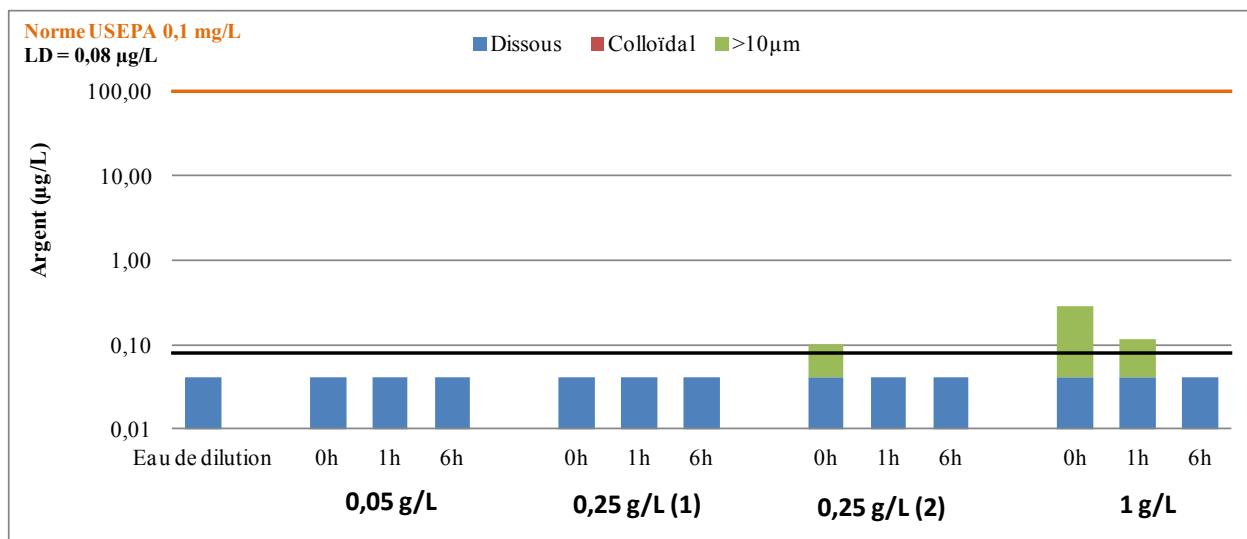


Figure 6.16 Représentation des concentrations de métaux normés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

6.2.3.2.2 Paramètres esthétiques en eau potable

Quatre métaux sont soumis à une recommandation esthétique fixée par Santé Canada (Fe, Mn, Na et Zn), auxquels s'ajoute l'Al qui fait l'objet une recommandation fixée par l'USEPA. Les fractions de ces métaux dans l'ensemble des échantillons d'eau de mélange analysés sont présentées à la figure 6.14. L'Al, le Mn, le Fe et le Zn sont caractérisés par un gradient clair des concentrations de métaux en fonction de la concentration initiale de remise en suspension, mais également par une diminution continue au cours de la décantation. Les concentrations de Zn proviennent principalement de l'eau de dilution alors que celles d'Al, de Mn et de Fe ne proviennent que des sédiments. Les concentrations d'Al et de Fe sont toujours en dessous de leurs recommandations respectives. Celles de Mn dépassent la recommandation à l'occasion, lorsque les concentrations de remise en suspension sont importantes et pour des temps de décantation faibles. Toutefois des travaux récents soulignent le potentiel neurotoxique du Mn à un seuil beaucoup plus faible que les recommandations et de nombreux travaux sont en cours (Barbeau, Carrière, & Bouchard, 2011). Si ces travaux sont confirmés, il est très probable que ces recommandations soient abaissées. Tandis que les concentrations de Zn restent toujours très inférieures à la recommandation. Enfin, les concentrations de Na restent très proches de l'apport

en provenance de l'eau de dilution, ce qui confirme un apport négligeable en provenance des sédiments (cf. partie 6.2.3.1.2), tout en restant très inférieures à la recommandation fixée.

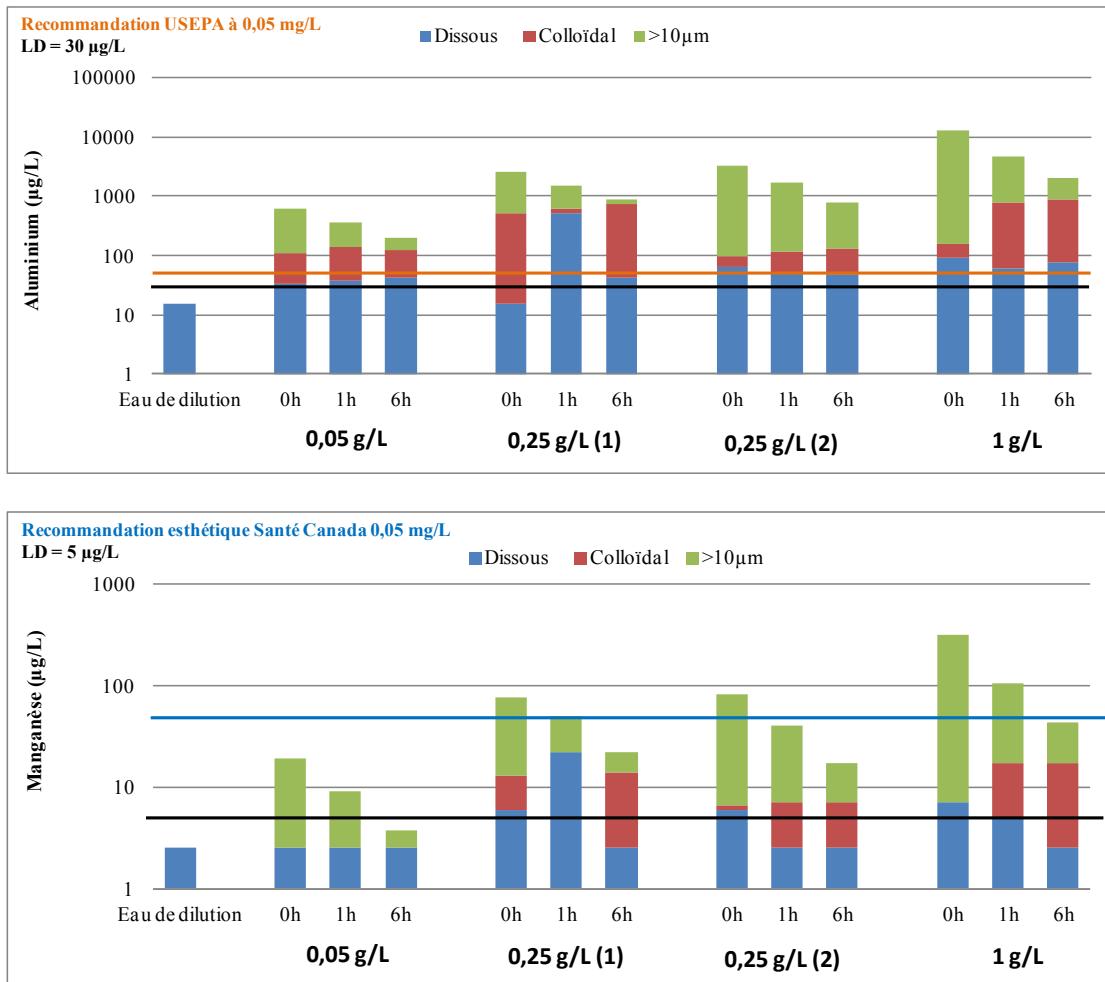


Figure 6.17 Représentation des concentrations de métaux soumis à une recommandation dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 μm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation



Figure 6.18 Représentation des concentrations de métaux soumis à une recommandation dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10 μm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

6.2.3.2.3 Paramètres non réglementés en eau potable

Parmi les métaux analysés au cours des essais en colonne de décantation, neuf d'entre eux ne sont soumis à aucune norme ou recommandation (Ca, Co, Mg, Ni, P, K, St, Ti et V). Les fractions de ces métaux dans l'ensemble des échantillons d'eau de mélange analysés sont présentées à la figure 6.15.

Les concentrations de Ca, Mg, K et St sont principalement dues à la contribution de l'eau de dilution. Cependant, les apports de Ca, Mg et K ne sont pas négligeables en provenance des sédiments et permettent l'observation d'un gradient clair en fonction de la concentration initiale et du temps de décantation pour les doses les plus élevées (0,25 et 1 g/L). Les concentrations de St mesurées font uniquement partie du bruit de fond de l'eau de dilution.

Certains métaux comme le Ni, Ti, P et V sont quasiment toujours détectés, mis à part dans les échantillons des essais à faible dose (0,05 g/L) pour lesquels le Ni et V ne sont pas toujours détectés. Pour ces quatre métaux, les concentrations mesurées permettent d'observer un gradient clair en fonction de la concentration initiale et du temps de décantation. Le Ti et le V proviennent uniquement des sédiments puisqu'ils n'ont pas été détectés dans l'eau de dilution. Le Ni et le P proviennent à la fois de l'eau de dilution et des sédiments. Dans le cas du V, Ni et P, les sédiments n'ont un impact sur l'eau de mélange qu'à partir d'une concentration de remise en suspension de 0,25 g/L. Notons que les concentrations de P dans la fraction dissoute sont majoritairement dues aux filtres 0,45 µm. En effet, les filtres de 0,45 µm montrent un relargage de P à hauteur de 0,26 µg/L.

Le Co a la particularité de n'être détecté ni dans les sédiments ni dans l'eau de dilution. Cependant, les concentrations mesurées dans près de la moitié des échantillons (6 échantillons sur 8 des essais à 0,25 et 1 g/L) sont bien supérieures à la limite de détection et permettent d'observer un gradient clair en fonction de la concentration initiale et du temps de décantation.

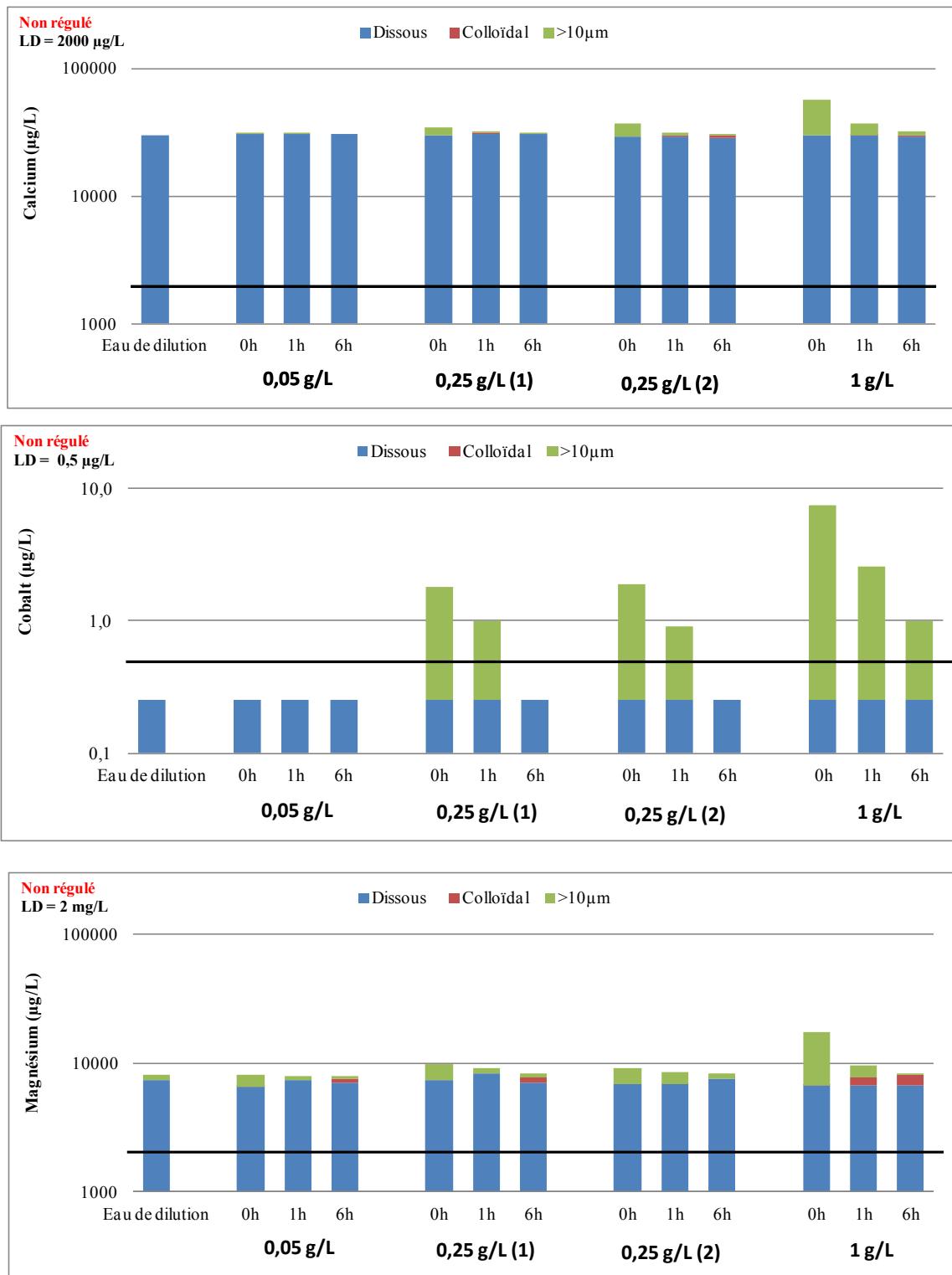


Figure 6.19 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation

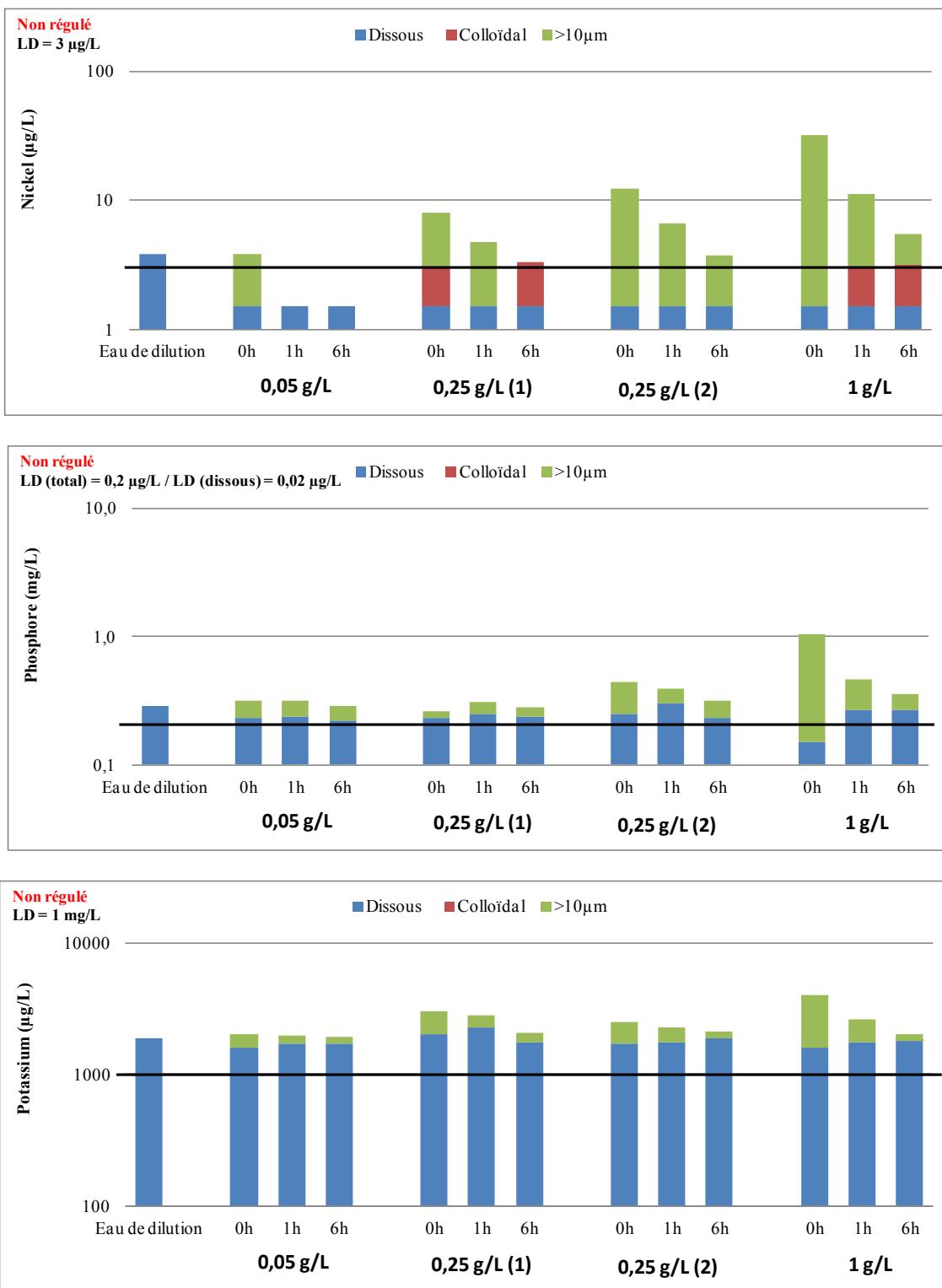


Figure 6.20 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

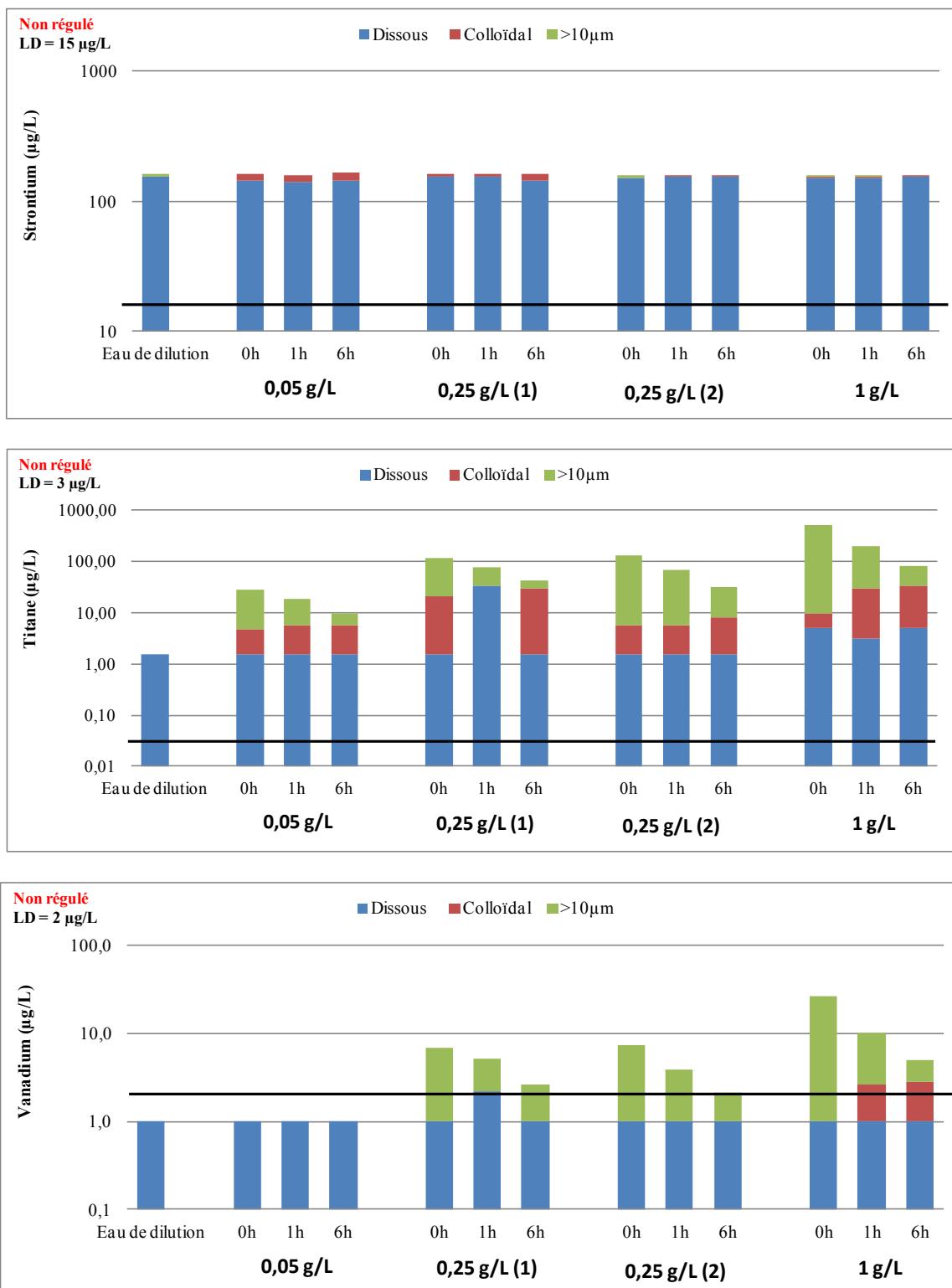


Figure 6.21 Représentation des concentrations de métaux non régulés dans les fractions dissoutes, colloïdales et supérieures à 10µm des échantillons de l'eau de mélange à différentes concentrations initiales et différents temps de décantation (suite)

6.2.3.3 Comparaison aux concentrations de métaux à l'eau brute des deux usines de traitement de l'eau potable

Afin d'estimer les niveaux de percée possible, les concentrations de métaux mesurées dans l'eau de mélange sont comparées aux concentrations moyennes mesurées à l'eau brute des deux usines n°1 et 2. Plus particulièrement à la moyenne annuelle et deux fois l'écart-type (basée sur les données hebdomadaires de l'année 2012) (Tableau 6.9).

Six métaux (B, Hg, P, Ti, Cd et St) ne sont pas analysés dans le cadre du contrôle hebdomadaire à l'eau brute. Les limites de détection de certains métaux analysés au cours de nos essais sont parfois plus élevées que la valeur de comparaison (Moyenne+2*Écart-type). Le Na est l'unique métal qui ne dépasse jamais les données de comparaison.

Le métal le plus préoccupant est de loin le Pb, puisqu'il est toujours détecté à des concentrations supérieures aux données de comparaison au cours de nos essais en colonne. En moyenne, les concentrations de Pb mesurées au cours des essais sont 40 fois plus importantes que les données de comparaison, avec un maximum de 746 fois pour l'échantillon prélevé au temps initial à une concentration de 1 g/L. Les concentrations d'Al, Cr, Co et Fe sont également très fréquemment supérieures au background avec des moyennes autour de 7 fois et des maxima variant entre 90 et 120 fois les données de comparaison. Le Th, le Cu, le Ni et le Zn sont également fréquemment supérieures aux concentrations sans sédiments, avec des maxima variant entre 40 et 70 fois les données de comparaison. Le maximum observé du V est 20 fois plus important que les concentrations de référence. L'As, le Ba et le K sont en moyenne moins de deux fois supérieure aux concentrations de comparaison avec des amplifications d'un facteur inférieur à 10. Dans le cas de l'Ag, Mn, Ca et Mg, les concentrations sont généralement plus faibles avec des pointes de moins de 10 fois les concentrations de référence.

Tableau 6.9 Concentrations moyennes de métaux et écarts-types des concentrations de métaux mesurées, chaque semaine, à l'eau brute des deux usines de purification de l'eau, au cours de l'année 2012

Métal	Unité	Usine 1		Usine 2	
		Moyenne	Écart-type	Moyenne	Écart-type
Aluminium	µg/L	55,1	27,2	23,8	17,4
Argent	µg/L	0,05	0,00	<LD	<LD
Arsenic	µg/L	0,79	0,13	0,77	0,16
Baryum	µg/L	22,1	1,30	21,5	1,16
Béryllium	µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD
Cadmium	µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD
Calcium	µg/L	32317	2237	31775	1605
Chrome	µg/L	0,18	0,07	0,11	0,04
Cobalt	µg/L	0,05	0,02	0,04	0,01
Cuivre	µg/L	2,19	1,41	1,91	0,78
Étain	µg/L	0,13	0,02	0,13	0,02
Fer	µg/L	90,8	36,0	48,3	25,7
Magnésium	µg/L	8249	567	8291	607
Manganèse	µg/L	6,95	14,29	5,88	10,75
Molybdène	µg/L	1,02	0,13	1,00	0,12
Nickel	µg/L	0,63	0,10	0,59	0,11
Plomb	µg/L	0,11	0,05	0,12	0,16
Potassium	µg/L	1575	110	1577	118
Sélénium	µg/L	<LD	<LD	<LD	<LD
Sodium	µg/L	12558	823	12723	905
Thallium	µg/L	0,06	0,04	0,05	0,03
Uranium	µg/L	0,35	0,03	0,34	0,03
Vanadium	µg/L	0,49	0,38	0,42	0,34
Zinc	µg/L	1,62	2,58	1,40	1,04

En effectuant la comparaison entre la mesure de la turbidité et des concentrations en métaux à l'eau brute de l'usine n°1, il est possible de conclure que la turbidité saisonnière n'est pas associée à des concentrations de métaux élevées. La figure 6.16 représente l'évolution des concentrations de Pb ainsi que de la turbidité en amont du canal, au cours de l'année 2012. Les concentrations de Pb observées sont très faibles (0,11 µg/L en moyenne), malgré les pointes de turbidité en fin d'année de près de 8 UTN en entrée du canal. Ces résultats montrent qu'en

moyenne, 37 mg Pb/kg de particules proviennent de l'affluent du canal. Cette concentration est négligeable devant celle des sédiments remis en suspension au cours de nos essais (172,5 mg/kg). Ainsi, l'affluent du canal urbain étudié ne contribue actuellement que faiblement à l'apport des concentrations de métaux mesurées dans le canal. L'étude des sources de contaminations n'est pas effectuée dans ce mémoire.

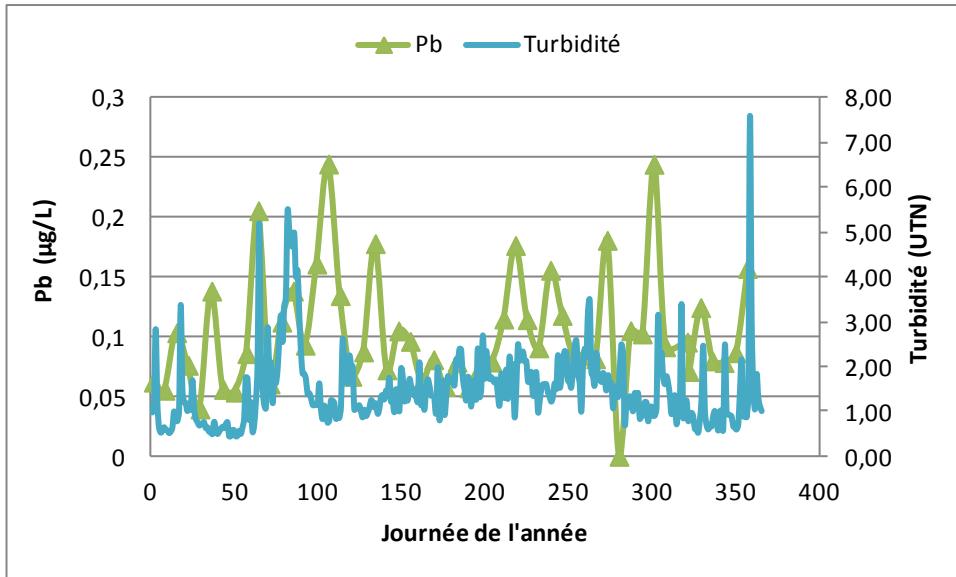


Figure 6.22 Évolution de la turbidité et des concentrations de Pb à l'eau brute de l'usine n°1 au cours de l'année 2012

6.2.3.4 Crédation d'un indice de qualité

Afin d'évaluer la qualité de l'eau suite à la remise en suspension de sédiments contaminés en métaux, le calcul d'indices de qualité a été introduit à partir de l'équation suivante :

$$IQ = \frac{\sum_i \frac{C_i}{N_i}}{1000 * n}$$

Avec :

- N_i : norme ou recommandation esthétique du métal numéro i (mg/L) ;
- C_i : concentration du métal i ($\mu\text{g/L}$) ;
- n : nombre de métaux utilisés dans le calcul de l'indice.

En se basant sur différentes réglementations en eau potable, trois types d'indice de qualité ont été appliqués sur l'ensemble des échantillons d'eau (eau de dilution et eau de mélange). Le premier indice se base sur les normes fixées par le RQEP (cf. Tableau 6.10 et Figure 6.17). Le second indice est fondé sur les normes des métaux réglementés par le RQEP, ainsi que sur les recommandations esthétiques proposées par Santé Canada le cas échéant (Tableau 6.11). Le dernier indice est fondé sur les normes fixées par l'USEPA régulant les métaux qui posent un risque sur la santé, en prenant en compte également la recommandation appliquée au Cu et la norme du Mn de l'État de Californie (0,02 mg/L) (Tableau 6.12). L'indice USEPA ne prend pas en compte les recommandations liées aux métaux sans risque direct pour la santé, comme l'Al, le Fe et le Zn. L'indice est d'autant plus important en tenant compte de ces derniers paramètres. Un indice supérieur à 1 représente une eau globalement contaminée, dont les concentrations de métaux sont souvent supérieures aux normes ou recommandations. Un indice compris en 0,5 et 1 représente une eau dont les paramètres s'approchent de manière non négligeable des normes ou des recommandations.

Dans le cadre du calcul du premier indice, ce sont les concentrations de Pb qui gonflent les valeurs obtenues. Les indices correspondants aux échantillons ayant subi un traitement sont toujours inférieurs à 0,1, ce qui représente une très bonne qualité de l'eau vis-à-vis des normes fixées par le RQEP. Parmi les échantillons n'ayant subi aucun traitement, l'échantillon prélevé à l'instant initial pour une remise en suspension de 1 g/L de sédiments possède l'indice de qualité le plus élevé (1,73), ce qui indique un dépassement global des normes en métaux. L'échantillon prélevé après 1h de décantation et pour 1 g/L présente un indice de 0,5, deuxième valeur plus élevée, reflète une qualité globale de l'échantillon qui n'est pas alarmante, bien que la concentration de Pb indique un dépassement de la norme. L'utilisation d'indices de qualité possède donc une limite, puisqu'à de faibles valeurs, les calculs d'indice reflètent le contenu global de l'échantillon sans permettre d'identifier les métaux les plus inquiétants.

Lorsque l'on prend également en compte les recommandations esthétiques de Fe, Mn, Na et Zn (indice n°2), les valeurs d'indice sont généralement plus élevées, ceci principalement en raison de la prise en compte d'un paramètre sanitaire dont la recommandation est faible par rapport aux concentrations mesurées : le Fe. En effet, les fortes valeurs d'indice (>1) sont dues aux fortes concentrations de Pb et de Fe par rapport à leur norme ou recommandation, tandis que les valeurs moyennes ($>0,25$ et <1) sont dues exclusivement aux fortes concentrations de Fe.

Les valeurs d'indices de qualité calculés à partir des normes fixées par l'USEPA sont comparables aux indices calculés à partir des normes du RQEP, tout en étant légèrement supérieures. Ces résultats indiquent que lorsque les normes sont plus contraignantes, l'indice de qualité approche plus rapidement la valeur unitaire, les normes sont donc plus rapidement atteintes.

Tableau 6.10 Calcul de l'indice de qualité en respect des normes du RQEP

Temps de prélèvement	Concentration initiale de sédiments	Coagulation (PASS 10 : 3,5mg/L + 0,45 µm)	Filtration 0,45 µm	Filtration 10 µm	Aucun traitement
0h	0,05 g/L	0,03	0,03	0,03	0,09
	0,25 g/L (1)	-	0,03	0,07	0,37
	0,25 g/L (2)	0,03	0,03	0,05	0,41
	1 g/L	0,07	0,05	0,05	1,73
1h	0,05 g/L	0,03	0,03	0,03	0,06
	0,25 g/L (1)	-	0,09	0,07	0,18
	0,25 g/L (2)	0,04	0,03	0,05	0,20
	1 g/L	0,04	0,03	0,09	0,50
6h	0,05 g/L	0,03	0,03	0,03	0,05
	0,25 g/L (1)	-	0,03	0,08	0,10
	0,25 g/L (2)	0,03	0,03	0,06	0,09
	1 g/L	0,03	0,04	0,09	0,20
Eau de dilution		-	0,05	-	0,05

Légende :

<0,1	0,1-0,25	0,25-0,5	0,5-0,75	0,75-1	>1
------	----------	----------	----------	--------	----

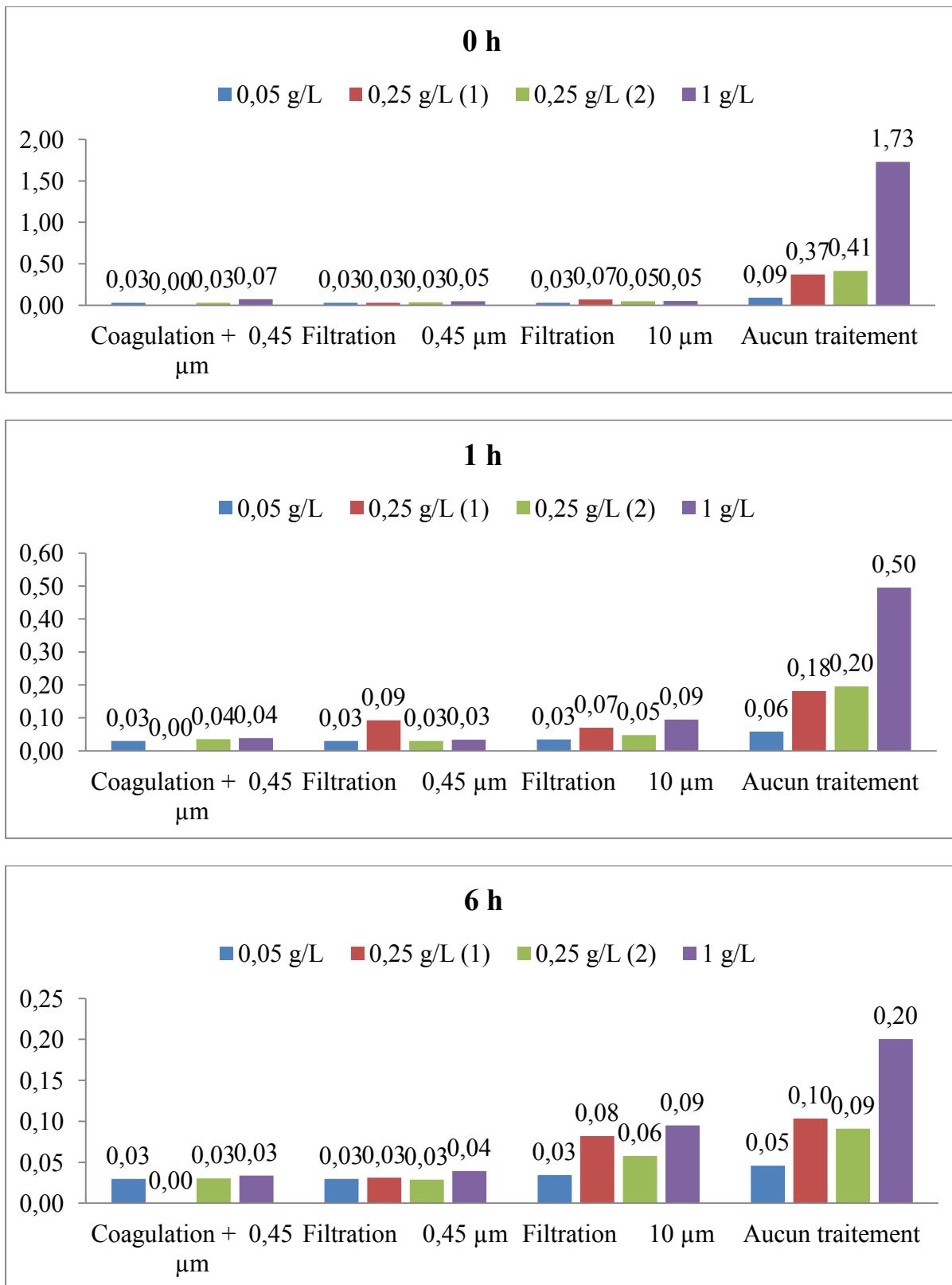


Figure 6.23 Représentation graphique de l'indice calculé en fonction des normes du RQEP

Tableau 6.11 Calcul de l'indice de qualité en fonction des normes et recommandations esthétiques fixées par Santé Canada

Temps de prélèvement	Concentration initiale de sédiments	Coagulation (PASS 10 : 3,5mg/L) + 0,45 µm	Filtration 0,45 µm	Filtration 10 µm	Aucun traitement
0h	0,05 g/L	0,06	0,07	0,06	0,34
	0,25 g/L (1)	-	0,07	0,24	1,38
	0,25 g/L (2)	0,07	0,07	0,08	1,53
	1 g/L	0,21	0,08	0,09	6,48
1h	0,05 g/L	0,06	0,07	0,07	0,20
	0,25 g/L (1)	-	0,32	0,28	0,76
	0,25 g/L (2)	0,07	0,06	0,08	0,73
	1 g/L	0,07	0,07	0,32	2,04
6h	0,05 g/L	0,06	0,06	0,07	0,12
	0,25 g/L (1)	-	0,07	0,30	0,43
	0,25 g/L (2)	0,07	0,06	0,09	0,32
	1 g/L	0,07	0,07	0,37	0,86
Eau de dilution		-	0,08	-	0,08
Légende :					
<0,1	0,1-0,25	0,25-0,5	0,5-0,75	0,75-1	
				>1	

Tableau 6.12 Calcul de l'indice de qualité uniquement en fonction des normes fixées par l'USEPA

Temps de prélèvement	Concentration initiale de sédiments	Coagulation (PASS 10 : 3,5mg/L) + 0,45 µm	Filtration 0,45 µm	Filtration 10 µm	Aucun traitement
0h	0,05 g/L	0,04	0,04	0,04	0,12
	0,25 g/L (1)	-	0,05	0,09	0,44
	0,25 g/L (2)	0,04	0,05	0,06	0,48
	1 g/L	0,08	0,06	0,06	1,84
1h	0,05 g/L	0,04	0,04	0,04	0,07
	0,25 g/L (1)	-	0,13	0,09	0,24
	0,25 g/L (2)	0,23	0,04	0,06	0,24
	1 g/L	0,04	0,05	0,12	0,60
6h	0,05 g/L	0,04	0,04	0,04	0,05
	0,25 g/L (1)	-	0,04	0,10	0,14
	0,25 g/L (2)	0,04	0,04	0,07	0,11
	1 g/L	0,04	0,04	0,12	0,25
Eau de dilution		-	0,05	-	0,05
Légende :					
<0,1	0,1-0,25	0,25-0,5	0,5-0,75	0,75-1	
				>1	

6.2.3.5 Attachement des métaux liés aux particules

Afin d'évaluer l'affinité des métaux à la phase particulaire, la corrélation entre les concentrations de métaux mesurées dans les différentes phases (dissoute, colloïdale et $>10\mu\text{m}$) en fonction des MES présentes en suspension a été étudiée. La majorité des métaux (Al, As, Ba, Cd, Ca, Co, Cu, Fe, Mg, Mn, Pb, Ni, K, Ti et Z) présente une forte affinité avec la phase $> 10 \mu\text{m}$, représentée par un coefficient de corrélation très élevé ($r^2 > 0,9$) entre les concentrations mesurées dans la phase de plus de $10 \mu\text{m}$ et les MES (Figure 6.18). Ces corrélations suggèrent que les métaux sont principalement attachés aux particules de plus de $10 \mu\text{m}$ contenues dans les sédiments du canal urbain étudié. Sachant que la majorité des particules des sédiments du canal ont un diamètre compris entre 10 et $100 \mu\text{m}$ contre seulement 10% d'argile (Tableau 5.3), il est raisonnable d'avancer que les métaux sont principalement présents en suspension, attachés aux petites particules dont le diamètre est compris entre 10 et $100 \mu\text{m}$. Ces résultats corroborent l'étude de Zhang, He, Calvert, Stoffella, Yang, et al. (2003) qui prévoit l'attachement des métaux principalement sur une classe de particules du même ordre de grandeur (0,25-0,125 mm).

Bien qu'aucune corrélation ne soit établie entre les concentrations de ces métaux dans les phases dissoutes et colloïdales et les MES, l'augmentation des MES est parfois accompagnée par une légère hausse des concentrations en phase dissoute ou colloïdale. L'augmentation des MES est liée à une augmentation de la concentration initiale de sédiments remis en suspension donc à une augmentation des concentrations de métaux remises en suspension dans l'eau de mélange et par conséquent dans chaque fraction de la colonne d'eau (particulaire, colloïdal et dissous).

Deux métaux présentent une faible corrélation ($r^2 = 0,52$ pour le Na) ou une corrélation négative ($r^2 = -0,92$ pour le St) entre les concentrations de métaux de la phase $> 10 \mu\text{m}$ et les MES. Leur présence en grande quantité dans l'eau de dilution (eau filtrée non chlorée) ainsi que leur faible variation dans l'eau de mélange (écart-type inférieur à 4% de la concentration moyenne) indique une forte solubilité de ces contaminants. Les autres métaux ont été trop peu détectés pour qu'une corrélation puisse être établie (Ag, B, Hg, P, Th, Se, U).

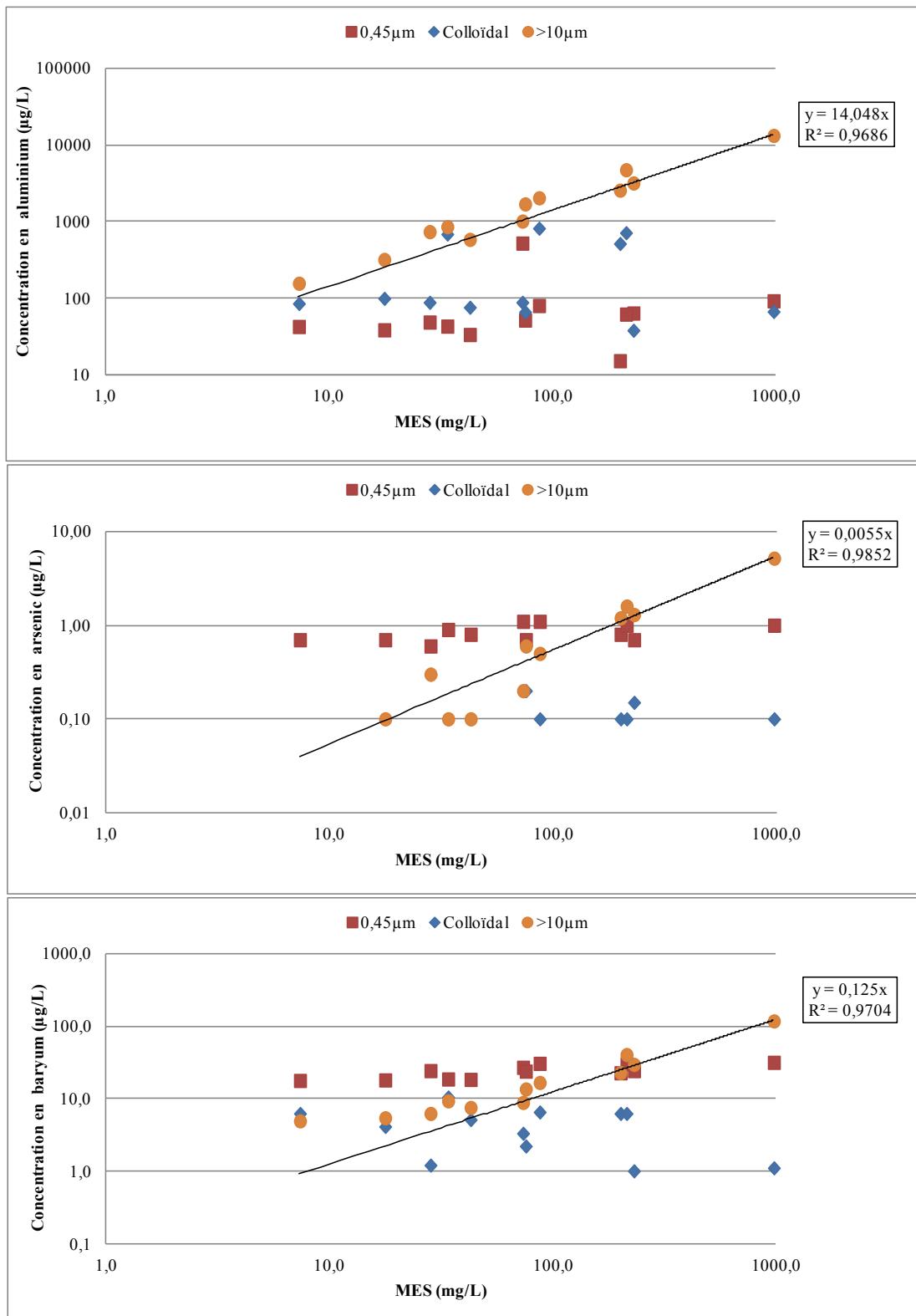


Figure 6.24 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation

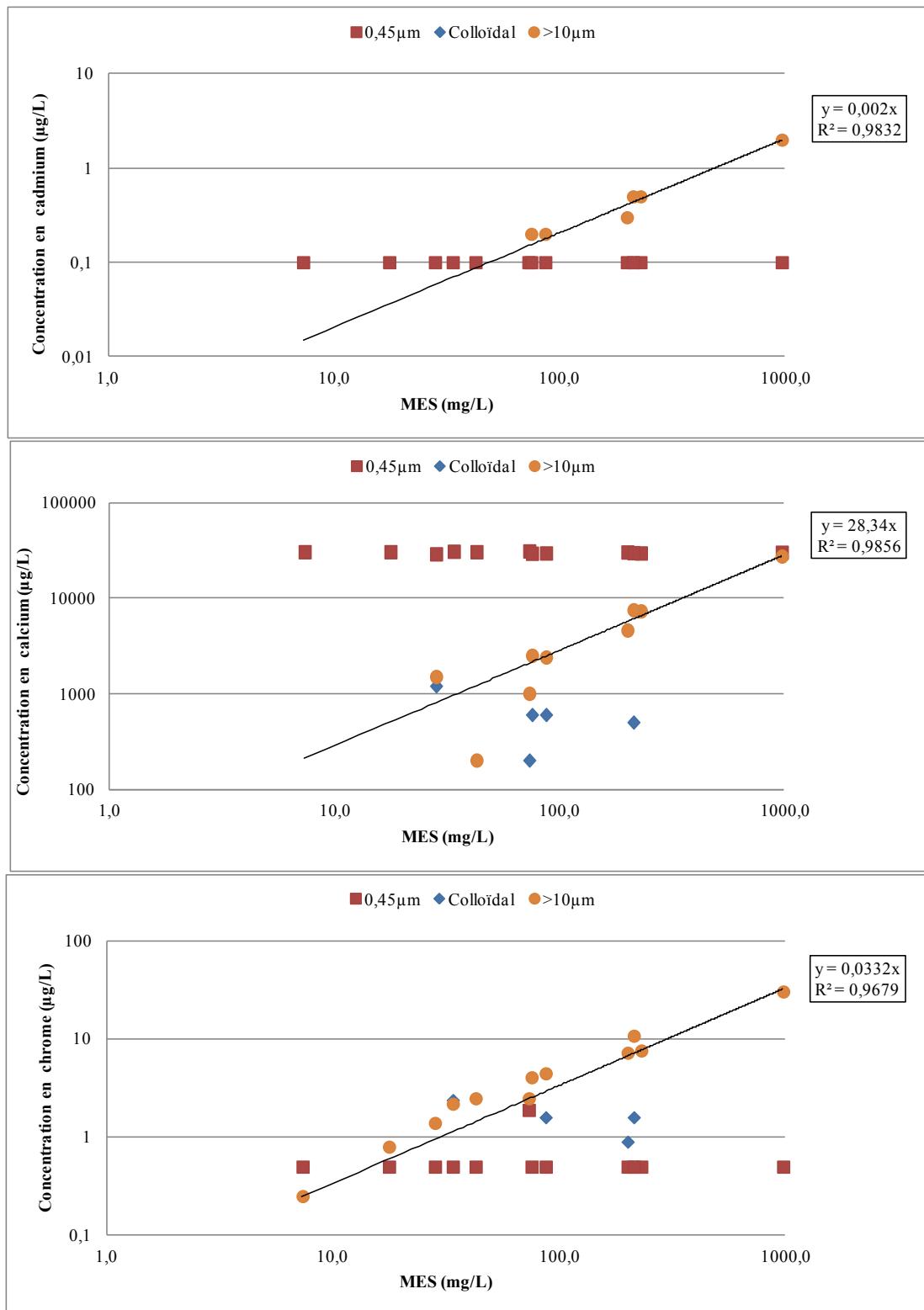


Figure 6.25 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)

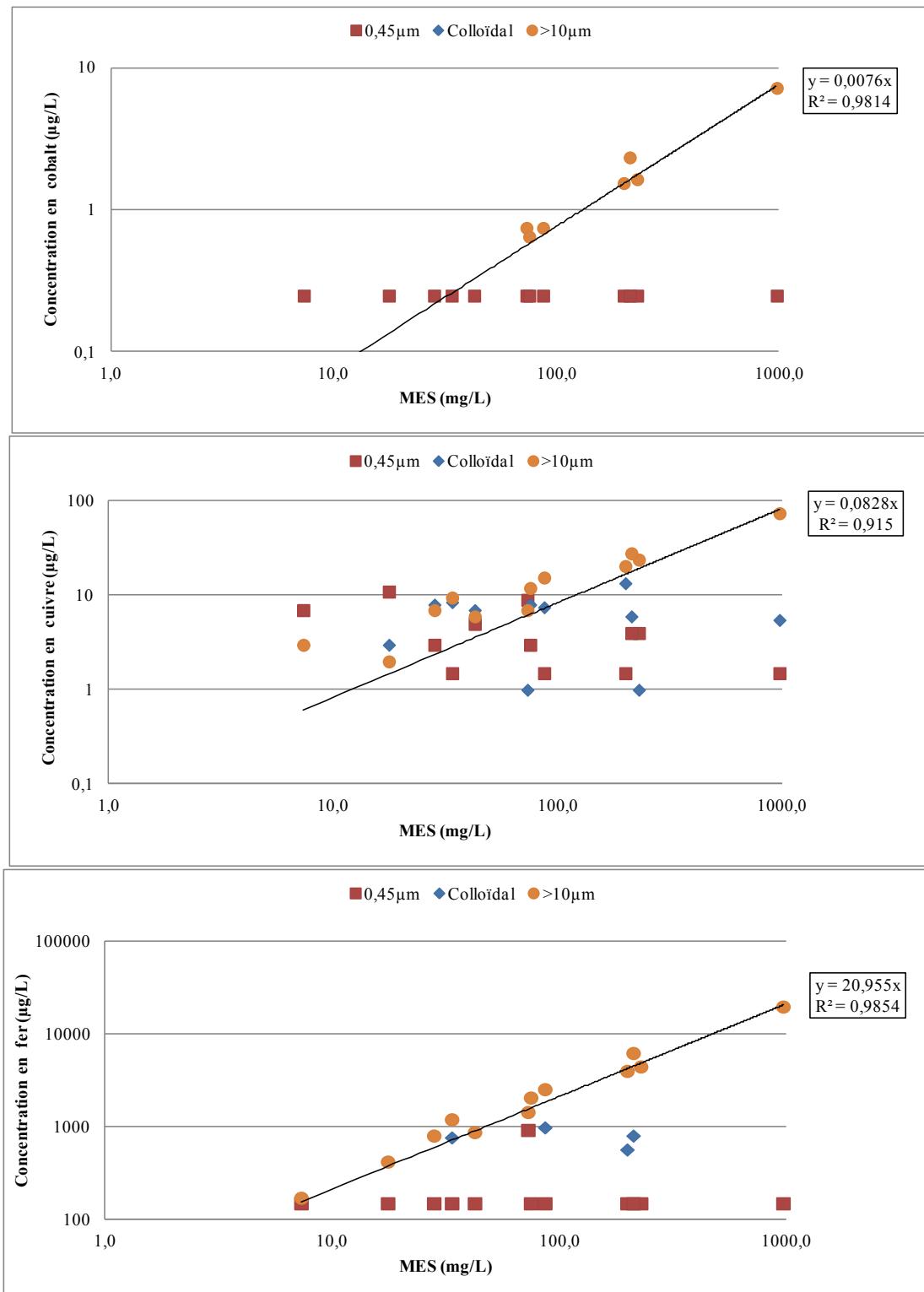


Figure 6.26 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)

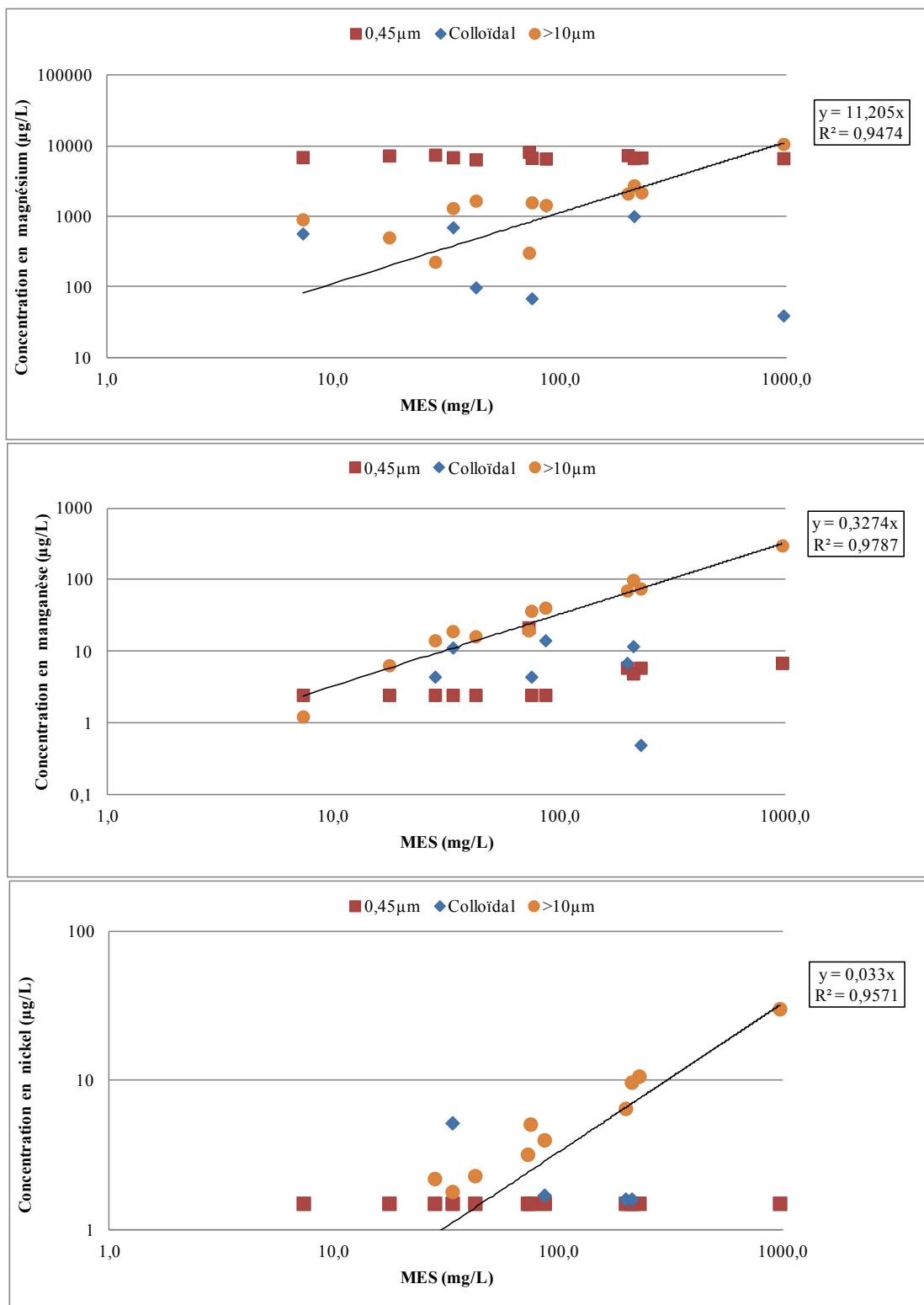


Figure 6.27 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)

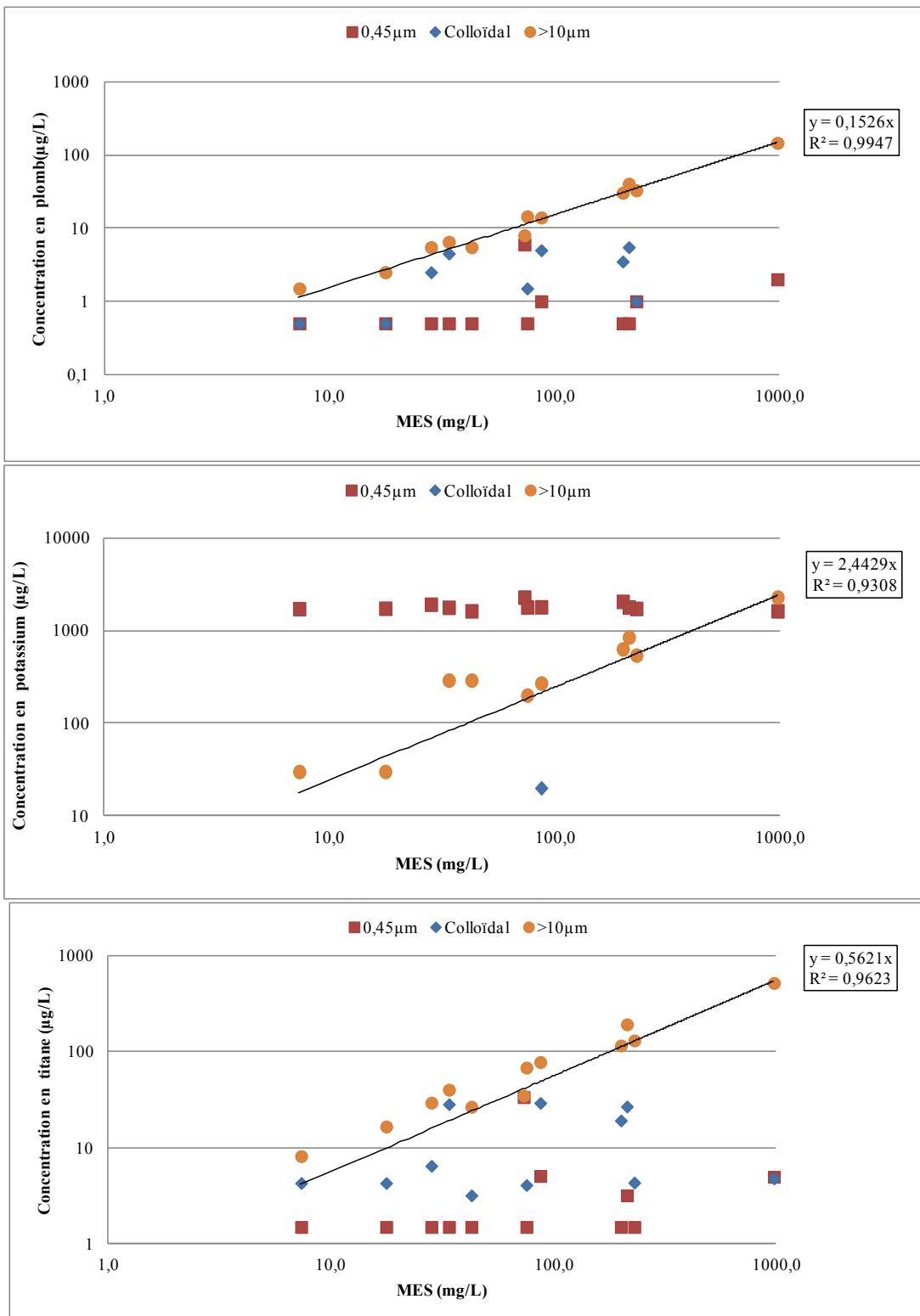


Figure 6.28 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase >10 μm de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)

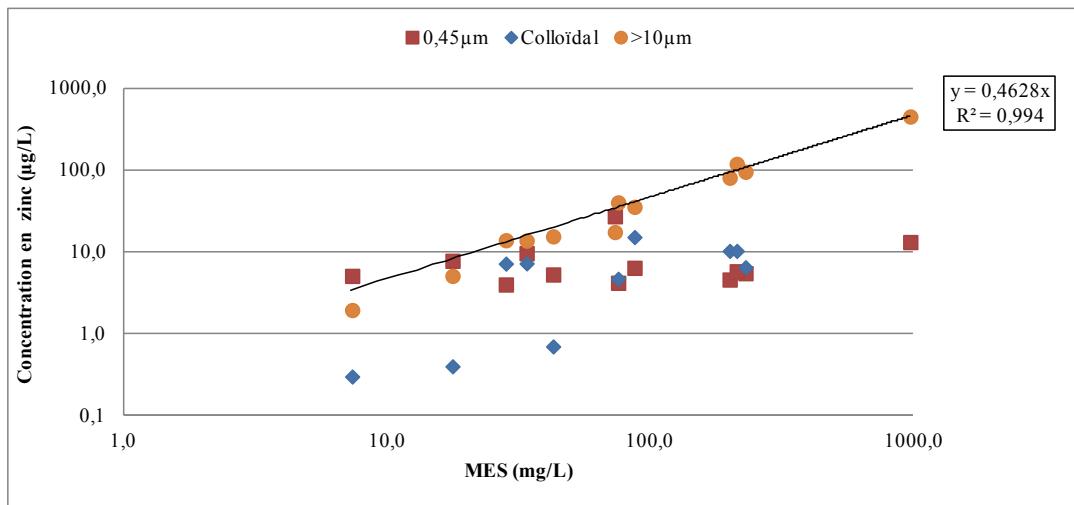


Figure 6.29 Forte corrélation ($r^2 > 0,9$) entre les matières en suspension et les concentrations de métaux dans la phase $>10\mu\text{m}$ de l'eau de mélange des essais en colonne de décantation (suite)

6.2.3.6 Impact d'un traitement coagulation et filtration sur l'enlèvement et les concentrations résiduelles des métaux

- *Traitements par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration sur 0,45 µm*

L'efficacité de la coagulation sur l'enlèvement des métaux remis en suspension est évaluée à partir du calcul des log d'enlèvement associés au traitement simulé par coagulation suivie d'une filtration 0,45 µm sur les échantillons non filtrés aux différentes concentrations ainsi qu'aux trois temps de prélèvement. La dose choisie (3,5 mg/L de PASS 10) correspond à l'ajout saisonnier de coagulant auquel a recours l'usine n°2.

La filtration sur 0,45 µm réalisée au laboratoire permet l'enlèvement de toutes les particules de plus de 0,45 µm présentes en suspension. En pratique, les pourcentages d'enlèvement des particules par la filtration granulaire varient en fonction de la taille des particules. L'enlèvement est de près de 100% pour les particules de plus de 10 µm tandis qu'il est minimal pour les particules de l'ordre de 1 à 2 µm (cf. partie 1.2.3). La coagulation précipitera une partie des fractions dissoutes et colloïdales dans le cas de certains métaux et formera des flocs d'une taille suffisante pour être enlevée en partie par filtration.

- **Résultats des essais de traitabilité**

Certains métaux sont détectés dans trop peu d'échantillons pour permettre une évaluation pertinente de l'impact d'un traitement (Ag, B, Hg, Se, Th, U). L'enlèvement du P par coagulation et filtration ne peut pas être évalué puisque ce dernier est relargué en solution suite à chaque filtration sur 0,45 µm (cf. partie 6.2.3.2.3). Pour les autres métaux, l'effet d'un traitement coagulation et filtration sur l'enlèvement des métaux permet de les séparer en trois catégories :

- La première catégorie rassemble les métaux dont l'enlèvement par traitement est significatif (supérieur ou proche de 2 log) à de hautes concentrations tandis qu'il est moins important (inférieur à 1 log) à de faibles concentrations : Ba, Ca, Cu, Mn, Pb, Na, Ti, Zn (Figure 6.19).
- La deuxième catégorie rassemble les métaux pour lesquels la coagulation suivie d'une filtration sur 0,45 µm semble avoir un impact significatif (< 2 log et > 1 log) : Al, Fe, Mg et K (Figure 6.20).
- Enfin, la dernière catégorie regroupe les métaux dont l'enlèvement par coagulation et filtration est toujours faible et parfois irrégulier : As, Cd, Co, Cr, Ni, V, St (Figure 6.21).

De manière générale, les figures 6.19 à 6.21 montrent que : (i) à un même temps de décantation, les log d'enlèvement des métaux suite à une coagulation/filtration augmentent avec la concentration initiale de sédiments remis en suspension ; et (ii) pour une même concentration de sédiments remis en suspension, la diminution des log d'abattement de métaux au cours de la décantation est due à une diminution des concentrations de métaux totaux (échantillon non filtré) avec le temps. Suite à la coagulation/filtration, les concentrations résultantes sont toujours très faibles, bien qu'une légère diminution soit corrélée à la décantation. Par exemple, les concentrations de Pb des échantillons non filtrés varient entre 2 et 149 µg/L avec une moyenne à 30 µg/L et varient entre 0,5 et 4 µg/L suite à une coagulation/filtration (Tableau 6.13). Cette observation est importante car l'abattement des métaux en pourcentage augmente avec la concentration de particules remises en suspension. En d'autres mots, une remise en suspension plus modeste sera moins bien abattue en proportion qu'une concentration élevée. Ceci peut s'expliquer par une efficacité accrue de l'étape de coagulation en présence d'un plus grand nombre de particules, donc d'une flocculation plus performante et par conséquent d'une filtration plus efficace.

Pour les métaux facilement enlevés par la coagulation et la filtration (Ba, Ca, Cu, Mn, Pb, Ti, Zn) on note une forte progression des log d'enlèvement en métaux aux faibles concentrations de remise en suspension, à l'exception de Na. L'ensemble des deux premières catégories regroupe les métaux dont de fortes concentrations (parfois supérieures à la norme comme pour Pb) peuvent être efficacement abattues par un traitement de coagulation/filtration. Tel que démontré à la section 6.2.3.5, les métaux sont principalement liés aux particules de plus de 10 μm . Suite à une coagulation, la distribution des particules devrait se déplacer vers les diamètres plus élevés. Ainsi, en pratique, la filtration granulaire devrait permettre l'enlèvement de la quasi-totalité des métaux adsorbés sur les particules de plus de 10 μm et une partie des métaux des fractions dissoutes et colloïdales. Ce sont les métaux contenus dans la fraction dissoute qui seront le moins facilement enlevés par traitement, cependant les concentrations de métaux mises en jeu sont bien moins importantes.

La coagulation par un coagulant du type de PASS 10, tout comme l'alun, induit un apport d'Al à l'eau traitée (Carrière, Barbeau, & Prévost, 2008). Une concentration de 3,5 mg/L de PASS 10 devrait engendrer une concentration à l'eau filtrée de moins de 50 $\mu\text{g/L}$ d'Al total (Carrière et al., 2008) en considérant que les concentrations à l'eau brute ne sont pas significatives. Au cours de nos essais, les concentrations des échantillons non filtrés sont supérieures aux concentrations d'Al suite à la coagulation/filtration. Le résiduel d'Al apporté par la coagulation en PASS 10 est donc négligeable face à l'apport d'Al issu de la remise en suspension de sédiments contaminés à hauteur de 13,2 g Al/kg.

- *Efficacité du traitement*

Pour une même dose de coagulant (3,5 mg/L de PASS 10) et une filtration sur 0,45 μm , il est possible d'obtenir des abattements raisonnables des concentrations de métaux. En effet, ce traitement par coagulation/filtration a permis d'obtenir un abaissement des concentrations de Pb en dessous des normes en eaux potables fixées par le RQEP. Les résultats montrent que jusqu'à une remise en suspension de sédiments de l'ordre de 1 g/L, soit environ 526 UTN (cf. Figure 6.5), un traitement de coagulation par 3,5 mg/L de PASS 10 suivie d'une filtration sur 0,45 μm est efficace. En pratique, un filtre conventionnel étant moins efficace qu'une filtration en laboratoire sur 0,45 μm , le rôle de la coagulation est important à prendre en compte.

Au cours d'une augmentation des concentrations de métaux à la prise d'eau brute, il est recommandé de considérer l'ajout de coagulant à la filière de traitement de l'usine n°2 à des doses plus élevées en conséquence des concentrations de métaux mesurées. En effet, bien que les log d'abattement de nos essais soient satisfaisants, une remise en suspension à une quantité plus importante ou de sédiments plus contaminés peut se produire.

Aucune information spécifique n'indique l'efficacité d'abattement des métaux par coagulation au PASS 10. Cependant, compte tenu des différences prévisibles d'efficacité d'abattement entre la filière de traitement de l'usine n°2 et la filtration sur 0,45 µm au laboratoire, il est important de considérer le rôle central de la coagulation dans la capacité d'intercepter des particules pouvant contenir des teneurs élevées en métaux.

Seule une dose a été testée en laboratoire. La dose optimale en usine dépendra des conditions de mélange et de floculation. Il serait important de prédefinir les bornes de dosage en fonction de scénarios de turbidité causée par une remise en suspension de sédiments dans le canal. De plus, une fermeture temporaire de la prise d'eau devrait être considérée avec une turbidité de plus de 15 UTN causée par une remise en suspension des sédiments.

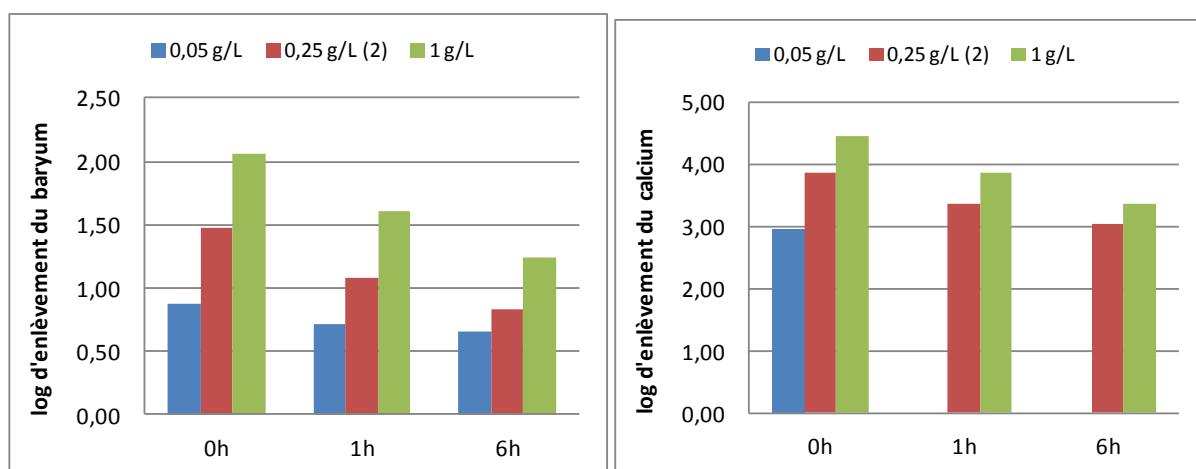


Figure 6.30 Représentation graphique des log d'enlèvements significatifs par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 µm pour les métaux de la catégorie n°1

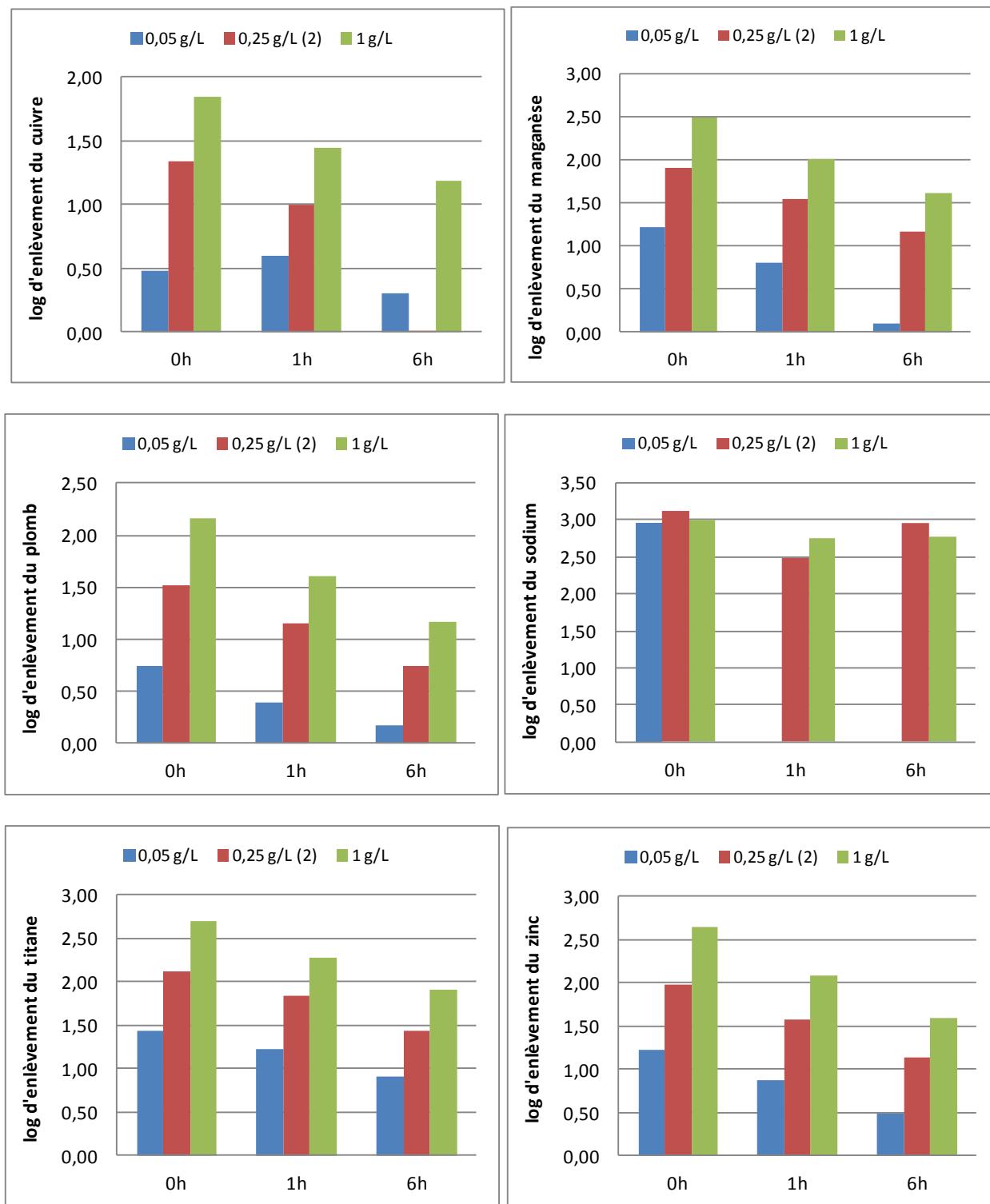


Figure 6.31 Représentation graphique des log d'enlèvements significatifs par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 µm pour les métaux de la catégorie n°1 (suite)

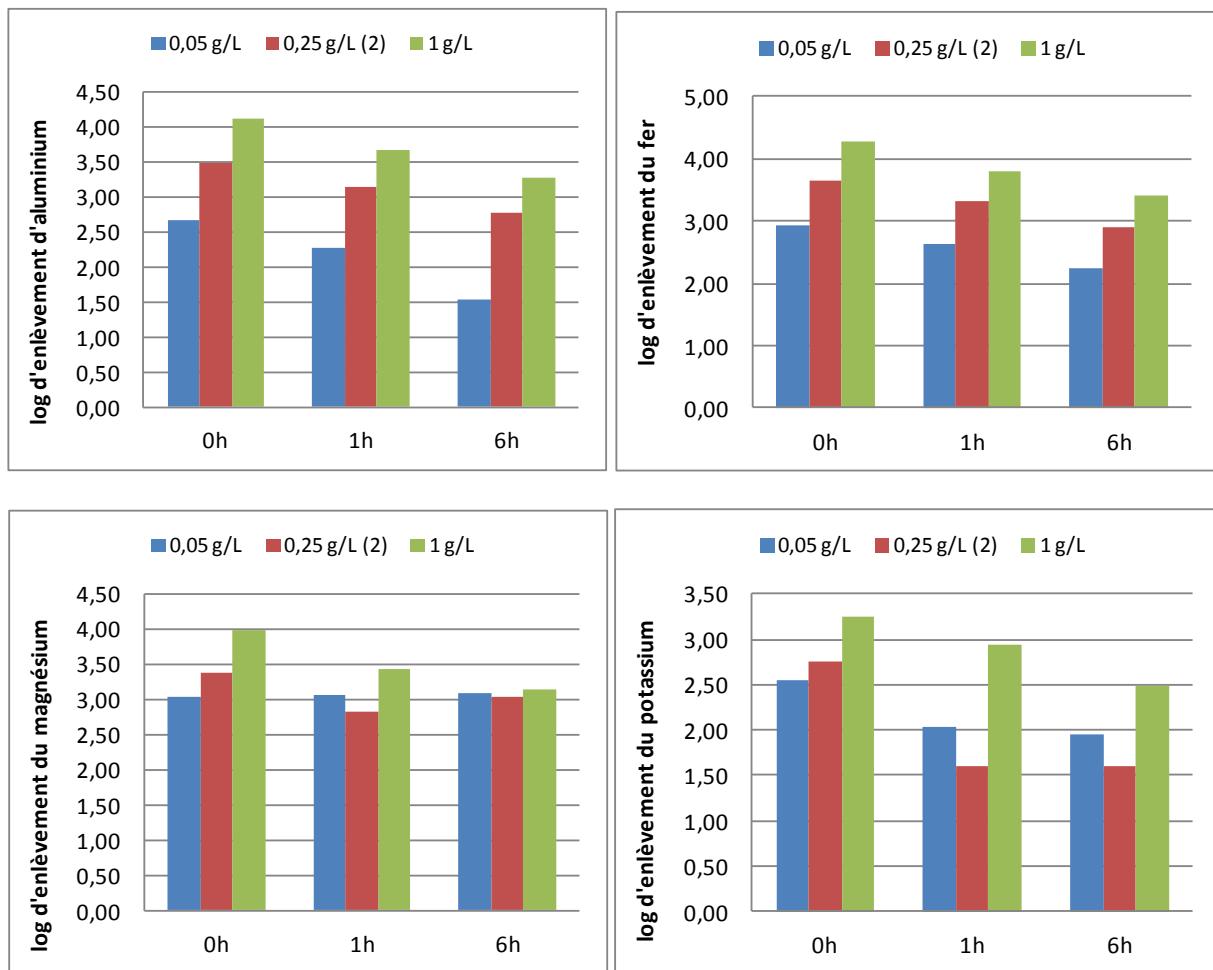


Figure 6.32 Représentation graphique des log d'enlèvements moyens par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°2

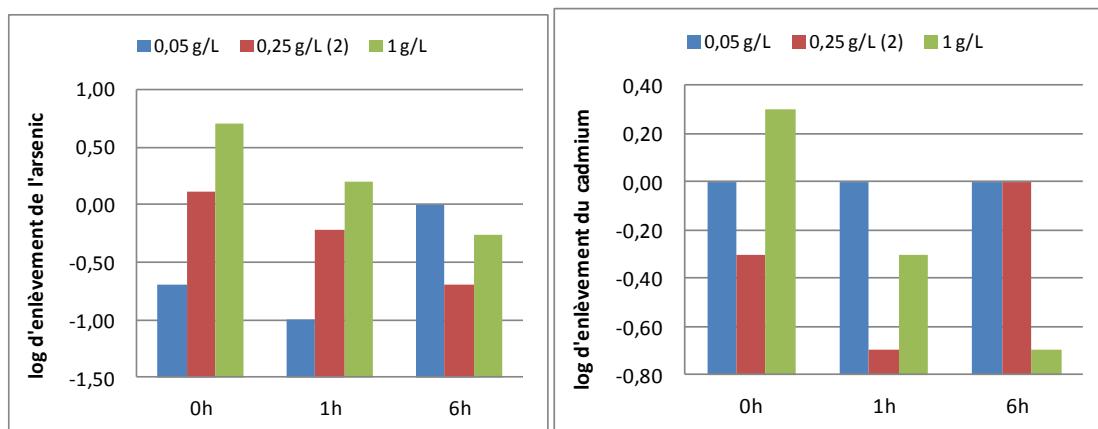


Figure 6.33 Représentation graphique des log d'enlèvements faibles par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 μm pour les métaux de la catégorie n°3

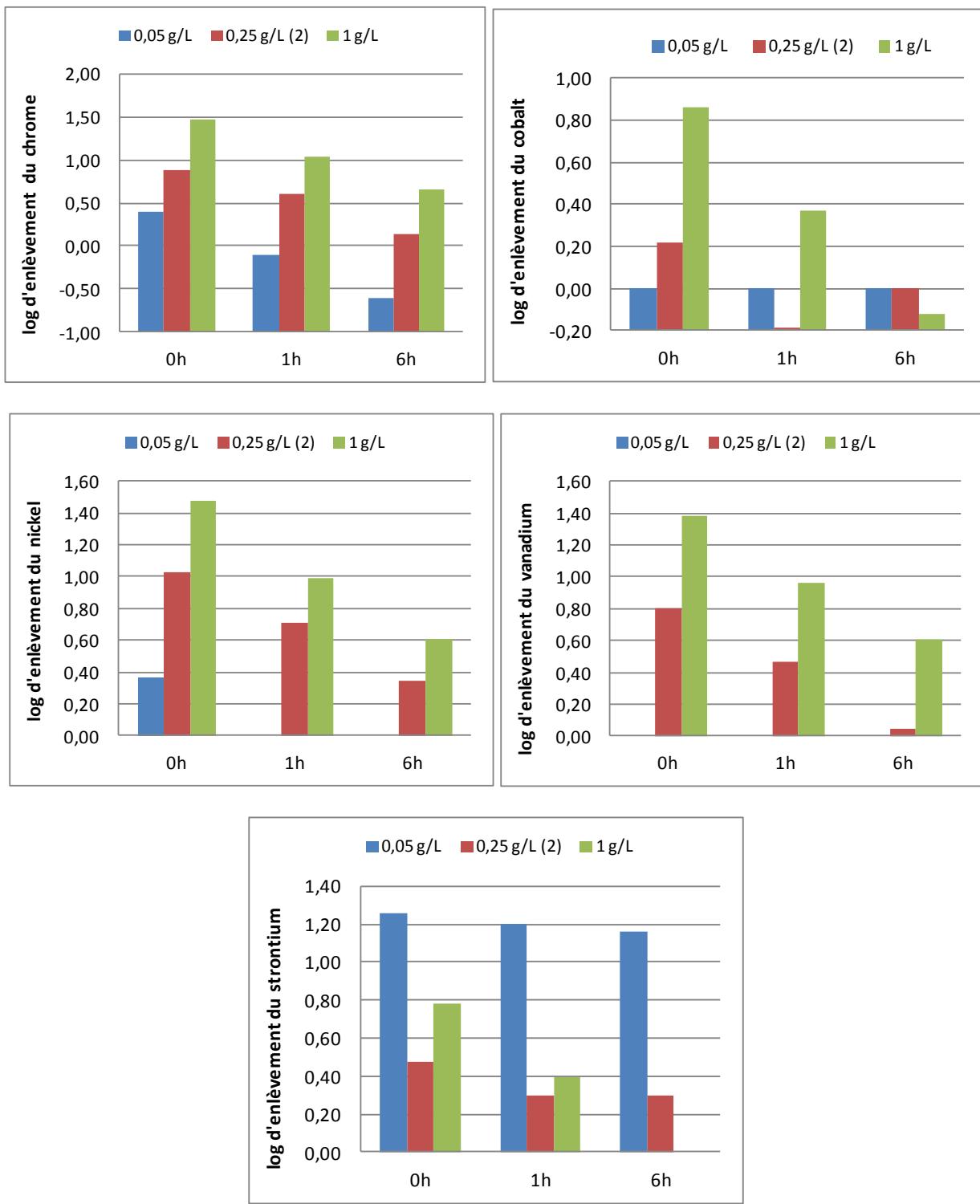


Figure 6.34 Représentation graphique des log d'enlèvements faibles par coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et filtration 0,45 µm pour les métaux de la catégorie n°3 (suite)

Tableau 6.13 Concentrations moyennes, maximales et minimales de métaux des échantillons non filtrés et suite à une coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et une filtration 0,45 µm

Métaux	Aucun traitement (µg/L)				Coagulation/Filtration (µg/L)			
	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type	Moyenne	Minimum	Maximum	Écart-type
Aluminium	3005,5	196,5	13300,0	4140,7	232,8	141,7	157	588
Arsenic	1,9	0,7	6,2	1,7	0,8	0,2	0,7	1,1
Baryum	51,1	22,6	149,0	40,0	24,7	5,9	18	34,3
Cadmium	0,5	0,1	2,1	0,6	0,1	0,0	0,1	0,1
Calcium	35094,4	29850,0	57400,0	8822,3	29750,0	415,3	29300	30600
Cobalt	1,7	0,3	7,5	2,3	0,3	0,0	0,25	0,25
Cuivre	23,6	10,0	76,0	21,2	6,2	2,5	1,5	9
Fer	4334,8	322,0	20100,0	6252,2	200,0	150,0	150	600
Magnésium	9390,0	7800,0	17500,0	3097,9	7058,9	537,4	6710	8150
Manganèse	70,7	3,8	314,0	97,6	3,6	2,5	2,5	10
Nickel	8,7	1,5	31,8	9,5	1,5	0,0	1,5	1,5
Plomb	30,1	2,0	149,0	46,7	1,0	1,1	0,5	4
Potassium	2217,2	1720,0	3900,0	694,6	1748,9	161,9	1560	2080
Sodium	12616,7	11600,0	13900,0	707,1	12077,8	465,8	11200	12900
Strontium	156,1	151,0	160,0	2,6	149,0	6,0	139	154
Titane	122,1	9,7	528,0	164,0	4,2	6,1	1,5	20,4
Vanadium	6,5	1,0	26,7	8,2	1,2	0,5	1	2,4
Zinc	92,9	7,1	465,0	145,4	5,6	3,0	2,5	12,8

6.2.4 Comparaison des résultats issus des essais en jar-test et en colonne de décantation

Une comparaison de l'ensemble des résultats issus des différents protocoles expérimentaux consiste à évaluer leurs différences en terme de dépassement des normes en eau potable et des quantités de sédiments requises afin de les excéder.

6.2.4.1 Comparaison aux normes en eau potable

La section précédente ayant montré les capacités d'abattement, il est aussi important de vérifier les concentrations résiduelles après traitement et de les comparer aux normes d'eau potable. Par exemple, le Pb est détecté à une concentration maximale de 6 µg/L dans les échantillons non filtrés contenant 0,05 g/L de sédiments et les concentrations de Pb après traitement sont

inférieures à la limite de détection (1 µg/L). À des concentrations supérieures de remise en suspension, les concentrations de Pb total atteignent des valeurs élevées (14-149 µg/L) mais chutent à moins de 4 µg/L après traitement. De plus, même si les abattements sont assez modestes, comme pour la catégorie 3 de métaux (As, Cd, Co, Ni, V, St), les concentrations de métaux mises en jeu sont faibles. On voit donc que les risques liés à une remise en suspension de sédiments causant une percée des métaux peuvent être éliminés par un traitement composé d'une coagulation à 3,5 mg/L de PASS 10 et d'une filtration sur 0,45 µm.

Les tableaux 6.14 et 6.15 regroupent les mesures des concentrations des métaux analysés au cours de l'essai de remise en suspension à 1 g/L en colonne de décantation après 0h et 1h, ce qui permet de comparer les concentrations mesurées dans les différents échantillons (<0,45µm, <10µm et non filtré) aux normes ou recommandations en vigueur, tout en visualisant les concentrations de métaux dans les suspensions de sédiments non traitées correspondantes. Les cases rouges correspondent aux concentrations qui dépassent la norme ou recommandation en eau potable du métal correspondant. Parmi les paramètres esthétiques, l'Al, le Fe et le Mn dépassent les seuils recommandés respectivement par l'USEPA et Santé Canada. Parmi les paramètres sanitaires, seul le Pb représente un risque puisque la remise en suspension de 1g/L de sédiments induit le dépassement de la norme en eau potable de près de 15 fois que ce soit à 0h ou 1h. Précédemment, les résultats des essais en jar-test lors d'une remise en suspension de 1 g/L de sédiments et suite à 1h de décantation n'avaient pas causé de dépassement des recommandations des paramètres sanitaires. De plus, le Fe dépassait la norme dans tous les échantillons alors que lors des essais en colonne, il n'était pas détecté dans la phase dissoute. Ces différences sont liées à une variation de la concentration de chacun des métaux dans les sédiments remis en suspension lors des essais.

Tableau 6.14 Concentrations des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et à 0h lors des essais en colonne de décantation

	Métaux	Norme (mg/L)	Concentrations dans les sédiments (mg/kg)	Concentrations des métaux dans l'eau de mélange à 1 g/L et 0 h (µg/L)			
				<0,45	<10µm	Non filtré	Coag +0,45µm
Paramètres sanitaires	Argent *	0,1	<LD	<LD	<LD	0,28	<LD
	Arsenic	0,01	7,05	1,0	1,1	6,2	1,1
	Baryum	1	116	31,5	32,6	149	34,3
	Bore	5	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	Cadmium	0,005	2,8	<LD	<LD	2,1	<LD
	Chrome	0,05	51,5	<LD	<LD	31,4	1,4
	Cuivre	1	99	<LD	7	76	5
	Mercure	0,001	0,3	<LD	<LD	0,3	<LD
	Plomb	0,01	172,5	2	2	149	4
	Sélénum	0,01	2	<LD	<LD	1,3	<LD
Paramètres esthétiques	Thallium *	0,002	<LD	<LD	<LD	<LD	<LD
	Uranium	0,02	<LD	<LD	<LD	1,1	<LD
	Aluminium *	0,05	13200	91	157	13300	588
	Fer	0,3	25750	<LD	<LD	20100	600
	Manganèse	0,05	392	7	7	314	10
	Sodium	200	451,5	12000	12100	13900	12900
	Zinc	5	483	13,2	7,0	465	12,8

* Métaux normés par l'USEPA

Tableau 6.15 Concentrations des métaux normés ou soumis à une recommandation esthétique, dans les sédiments et dans l'eau de mélange à 1 g/L et à 1h lors des essais en colonne de décantation

Métaux	Norme (mg/L)	Concentrations dans les sédiments (mg/kg)	Concentrations des métaux dans l'eau de mélange à 1 g/L et 0 h (µg/L)			
			<0,45	<10µm	Non filtré	Coag +0,45µm
Paramètres sanitaires	Argent *	0,1	<LD	<LD	0,12	<LD
	Arsenic	0,01	7,05	1,0	1,1	2,6
	Baryum	1	116	30,1	36,3	70,45
	Bore	5	<LD	<LD	80	<LD
	Cadmium	0,005	2,8	<LD	<LD	0,6
	Chrome	0,05	51,5	<LD	2,1	11,4
	Cuivre	1	99	4	10	32
	Mercure	0,001	0,3	<LD	<LD	0,1
	Plomb	0,01	172,5	0,5	6	41
	Sélénium	0,01	2	<LD	<LD	<LD
	Thallium *	0,002	<LD	<LD	<LD	<LD
	Uranium	0,02	<LD	<LD	<LD	<LD
Paramètres esthétiques	Aluminium *	0,05	13200	61	768	4760
	Fer	0,3	25750	<LD	957	6440
	Manganèse	0,05	392	5	17	106,5
	Sodium	200	451,5	12100	12300	12550
	Zinc	5	483	5,8	16,1	125

* Métaux normés par l'USEPA

6.2.4.2 Estimation de la quantité de sédiments requise pour atteindre la norme en eau potable

Les concentrations de métaux ont permis d'évaluer la quantité de sédiments (g/L) requise afin d'atteindre la norme en eau potable lors d'une remise en suspension (Tableau 6.16). Ces calculs se basent sur l'hypothèse que 100% des métaux contenus dans les sédiments se transfèrent dans la colonne d'eau. Ces calculs prennent en compte l'équation issue de la figure 6.5 qui permet d'estimer la valeur de la turbidité en fonction des MES de l'eau, donc de la concentration des sédiments remis en suspension. Les autres éléments normés (Ag, B, Th, U) n'étant pas détectés à des concentrations supérieures à la limite de détection, ils ne sont pas intégrés au tableau suivant.

Ainsi, lorsque la concentration d'As dans les sédiments est de 6,5 mg/kg, 1,54 g/L de sédiments doivent être remis en suspension afin d'atteindre 0,01 mg/L d'As dans l'eau, ce qui correspond à une turbidité de 809 UTN. D'après nos résultats, une faible turbidité (< 10 UTN) suffit à atteindre les recommandations esthétiques de l'Al et du Fe. Le paramètre sanitaire le plus contraignant est le plomb puisque seuls 30 UTN suffisent à atteindre la norme en eau potable, dans le cas de sédiments contaminés à 172,5 mg/kg.

Tableau 6.16 Estimation de la turbidité et de la concentration de sédiments remis en suspension requises afin d'atteindre la norme en eau potable pour chaque métal

		Concentrations mesurées dans les sédiments (mg/kg)		Norme en eau potable (mg/L)	Quantité sédiments requise (g/L)		Turbidité associée (UTN)	
		Élément	Colonne	Jar-test	Colonne	Jar-test	Colonne	Jar-test
Paramètres sanitaires	Arsenic	7,05	6,5	0,01	1,42	1,54	746	809
	Baryum	116	117	1	8,62	8,55	4535	4496
	Bore	10	62	5	500	81	263033	42425
	Cadmium	2,8	1,4	0,005	1,79	3,57	939	1879
	Chrome	51,5	47	0,05	0,97	1,06	511	560
	Cuivre	99	63	1	10,1	15,9	5314	8350
	Mercure	0,3	0,481	0,001	3,33	2,08	1754	1094
	Plomb	172,5	48	0,01	0,06	0,21	30	110
Paramètres esthétiques	Sélénium	2	0,5	0,01	5,00	20,0	2630	10521
	Aluminium *	13200	15100	0,05	0,004	0,003	2	2
	Fer	25750	29200	0,3	0,01	0,01	6	5
	Manganèse	392	454	0,05	0,13	0,11	67	58
	Sodium	451,5	464	200	443	431	233031	226753
	Zinc	483	289	5	10,4	17,3	5446	9101

* Normes de l'USEPA

6.3 Bilan des risques associés à la remise en suspension de sédiments en amont d'une prise d'eau potable et recommandations

L'ensemble des essais réalisés à l'échelle laboratoire (tests de décantation en jar-tests, essais de décantation et solubilisation des métaux en jar-test et colonne de décantation) ont permis d'évaluer l'impact d'une remise en suspension de sédiments en amont de la prise d'eau brute d'eau potable ainsi que d'estimer l'efficacité d'une filtration directe pour abattre les différentes fractions des métaux. Les résultats des essais montrent qu'il existe une grande variation des concentrations de métaux dans les différentes fractions de la colonne d'eau (dissoute, colloïdale et particulaire), en fonction des caractéristiques des métaux.

L'étude de l'évolution de la turbidité, des MES et du volume de particules restantes en suspension au cours du temps de décantation, suite à une remise en suspension de sédiments à différentes concentrations initiales, indique que l'abattement de ces paramètres est similaire quel que soit le paramètre analysé et la concentration initiale mise en jeu. Par contre, le temps de retour à des turbidités inférieures à 10 UTN est d'autant plus long que la concentration mise en jeu est importante. En fonction de la vitesse d'écoulement de la source étudiée, de la concentration des sédiments remis en suspension, et de la turbidité maximale admise à la prise d'eau brute, il est possible d'évaluer une zone critique dans laquelle la remise en suspension de sédiments causerait un risque de détérioration de la qualité de l'eau à la prise d'eau potable.

Un traitement constitué d'une coagulation et d'une filtration granulaire représente une barrière efficace assurant l'enlèvement significatif des concentrations de métaux résultant d'une éventuelle remise en suspension. En effet, la majorité des métaux sont liés aux particules de plus de 10 μm qui peuvent être efficacement enlevées par la filtration directe. La coagulation assure une certaine co-précipitation des métaux solubles et la formation de flocs par l'agglomération des fractions colloïdales et particulaires, ce qui permet leur enlèvement subséquent par filtration. Les fractions dissoutes et colloïdales sont le moins bien enlevées par la coagulation/filtration directe. Heureusement, les concentrations de métaux non enlevées dans les fractions dissoutes ($<0,45\mu\text{m}$) et colloïdale ($<10\mu\text{m}$) sont assez faibles pour ne pas représenter un risque à une prise d'eau potable même à une concentration de remise en suspension de sédiments de 1 g/L.

La mesure des concentrations de métaux suite à une remise en suspension de sédiments a permis d'identifier les métaux les plus à risque ainsi que ceux dont la présence et l'augmentation

indiquent généralement celle d'autres métaux. De manière générale, le Pb est clairement le paramètre sanitaire à considérer. En effet, les concentrations de Pb dans les sédiments sont élevées et les concentrations de Pb total dans l'eau après une remise en suspension dépassent également la norme en eau potable fixée par le RQEP. Les concentrations dans de nombreux échantillons d'eau de mélange lors des essais en colonne de décantation sont nettement supérieures (et de loin devant tous les autres métaux) aux concentrations mesurées aux prises d'eau brute des deux usines de traitement de l'eau potable qui puisent leur eau dans le canal. Cette différence n'est pas surprenante comme tenu des valeurs de turbidité mesurées à la prise d'eau. Enfin, le Pb est le paramètre déterminant du calcul de fortes valeurs de l'indice général de qualité et sa présence est associée souvent à des concentrations plus élevées de Fe, Mn, Al, Cu, Cr, et Zn. Une augmentation des concentrations de plus de 10 mg Al/L et 20 mg Fe/L est indicatrice d'une augmentation du Pb. Parmi les paramètres esthétiques, les concentrations de Fe et Al excèdent souvent les recommandations fixées respectivement par Santé Canada et l'USEPA. Ces métaux n'impliquent pas un risque pour la santé, mais ils doivent être enlevés pour assurer une qualité organoleptique de l'eau traitée. D'autres procédés comme l'ozonation et la chloration aussi présents dans la filière de traitement de l'usine n°2 pourraient influencer la concentration de ces métaux et permettre un abattement supplémentaire par oxydation.

CHAPITRE 7 DISCUSSION GÉNÉRALE

Les concentrations des métaux dans les sédiments étudiés ne reflètent pas forcément l'impact d'une remise en suspension dans d'autres sources d'eau potable, puisque la variabilité des concentrations de métaux dans les sédiments est très importante. De plus, les conditions d'écoulement et de transport des contaminants sont spécifiques à une eau de surface. Dans l'étude de cas du canal urbain, les vitesses d'écoulement sont telles que la déposition et la remise en suspension sont faibles sauf dans la zone de stagnation du canal.

Dans le cas du canal, il est clair qu'un suivi des métaux serait souhaitable lorsque la turbidité à l'eau brute excède une valeur seuil de 5 UTN ou encore lorsque la différence de turbidité entre les deux prises d'eau indique une remise en suspension de plus de 1 UTN. Il est donc recommandé d'effectuer un suivi quotidien de certains éléments dans l'eau brute (Pb, Fe, Al et si possible Mn, Cu, Cr, Zn), afin de permettre d'identifier une percée à la prise d'eau potable et donc d'ajuster la concentration de coagulant en fonction.

Tous risques d'origine naturelle (changements climatiques) ou anthropogénique (déversement accidentel de produits chimiques) doivent être pris en compte dans la gestion des sources d'eau potable (Gouvernement du Québec, 2013). Deux risques de contamination de ces ressources vulnérables sont abordés dans ce mémoire avec l'angle particulier de sources situées en milieu urbain dense. Le premier risque concerne la contamination fécale d'une source d'eau potable et traite du cas particulier, très fréquemment observé en milieu urbain, des ruissellements de surface et des fuites du réseau d'égouts. Le second risque potentiel est lié à la contamination de l'eau traitée en amont d'une prise d'eau brute suite à une remise en suspension de sédiments contaminés, par exemple en métaux. Ce mémoire propose des méthodologies permettant d'identifier ces risques ou d'en évaluer l'ampleur. Une évaluation des risques d'une source d'eau potable doit prendre en compte à la fois les risques chimiques et les risques microbiologiques qu'ils soient directs (contamination de l'eau) ou indirects (contamination des sédiments).

Les conditions météorologiques peuvent avoir un impact à la fois sur la concentration d'*E. coli* présente dans l'eau (parfois en raison de l'augmentation de l'exfiltration des eaux usées), et sur la contamination de l'eau par les contaminants contenus dans les sédiments (pharmaceutiques, *E. coli*, métaux, etc.). Connaître l'impact que peut avoir un changement météorologique sur la qualité de l'eau de la source d'eau potable est nécessaire afin de : (i) planifier les mesures

correctrices et préventives; (ii) modifier si nécessaire le fonctionnement de la filière de traitement de l'usine concernée. De plus, la compréhension des phénomènes impliqués et l'estimation des impacts de ces évènements sont utiles pour la planification des effets anticipés des changements climatiques qui apporteront une intensification des évènements de pluie et des évènements météorologiques extrêmes.

L'étude de cas présentée montre qu'une source de contamination ne constitue pas nécessairement un risque important et immédiat à la source d'eau potable. La présence de menaces ne constitue pas en soi une confirmation de risque élevé à la prise d'eau. Quoique des sources internes de contaminants soient présentes, la grande dilution fait en sorte que les concentrations de métaux, d'*E. coli* et de produits pharmaceutiques mesurées dans l'eau pendant l'exploitation normale du canal demeurent modestes. Elles ne posent donc pas un réel défi à la capacité de traitement de la filière de l'usine de filtration n°2 (dont les caractéristiques ne sont pas mentionnées par soucis de confidentialité). Cet exercice montre ainsi qu'il est indispensable de tenir compte de la capacité de traitement en place lors de l'évaluation des risques immédiats touchant la qualité de l'eau potable.

Toutefois, l'identification de sources de contaminants, surtout à grande proximité de la prise d'eau, doit mener à l'établissement de scénarios plausibles de situations menant à l'amplification potentielle de ces menaces. La probabilité que se produisent de telles situations ainsi que leurs conséquences permettront d'établir les risques réels qui y sont associés. Dans le cas des métaux, il est évident que la coagulation est la principale barrière qui assurera l'abattement des fractions colloïdale et particulaire des sédiments remis en suspension et contenant des métaux. Il est aussi souhaitable de bien identifier la source de ces métaux et d'y remédier. Plusieurs évènements hautement probables pourraient causer une remise en suspension des sédiments, comme des travaux de réfection des ponts et ouvrages de collecte à proximité, l'affaissement de murs du canal urbain, etc. Dans le cas des sources de contamination fécale, la grande proximité des collecteurs sanitaires et pluviaux et leur âge représente une menace claire démontrée par la présence d'exfiltrations dont l'impact est mesurable dans le canal. À long terme, les fuites en bordure du canal pourraient causer un affaiblissement de la structure bétonnée et engendrer une forte contamination suite à un affaissement. De plus, le risque d'affaissement de ces conduites mérite d'être évalué rigoureusement.

La méthodologie développée dans ce mémoire, qui consiste à localiser et identifier les sources de contamination fécale et à mesurer l'impact potentiel de sédiments contaminés, mérite d'être considérée pour l'évaluation de la vulnérabilité des sources d'eau potable en milieu urbain. Une autre particularité de notre approche est la prise en compte de la capacité de l'usine de filtration à intercepter une éventuelle contamination. Quoiqu'il soit certainement souhaitable de minimiser les sources de contamination en amont d'une prise d'eau, la prise en compte des barrières de traitement permet d'identifier la réelle vulnérabilité à la production d'eau potable à des événements de contamination et de prioriser les interventions de correction.

Finalement, l'étude de cas développée dans ce mémoire fournit des éléments importants pour l'estimation de la vulnérabilité et l'élaboration d'un plan de protection du canal. Toutefois, notre étude n'a considéré que certaines des menaces et risques présents dans le canal. D'autres menaces constituant potentiellement des risques importants, comme celles associées aux transports routier et ferroviaire, n'ont pas été prises en compte.

CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La réalisation de ce projet de maîtrise a permis de développer une approche expérimentale ayant l'avantage de pouvoir être appliquée à tout type de source d'eau potable en milieu urbain. Cette approche peut s'intégrer au guide accompagnant le nouveau règlement de la protection des sources. Les résultats de ce mémoire permettent d'atteindre l'objectif général, soit d'évaluer les risques potentiels à la prise d'eau potable de l'usine, d'identifier l'origine de la contamination fécale de l'eau et des sédiments du canal urbain ainsi que d'évaluer les risques potentiels lors d'une remise en suspension de sédiments contaminés en métaux en amont d'une prise d'eau potable. Ainsi, les conclusions majeures de ce mémoire sont les suivantes :

Dépistage d'une source de contamination fécale en provenance d'une fuite d'égouts

- L'augmentation des concentrations d'*E. coli* dans l'eau du canal est associée à une exfiltration d'eaux usées dans le canal qui est plus importante dans la section située entre 5862 et 7067 m après l'entrée. L'identification de l'exfiltration comme la source la plus probable de contamination fécale est confirmée par les gradients d'*E. coli*, d'ACE et de CAF dans les sédiments ainsi que par la variation du ratio CAF/CBZ.
- La contribution fécale par la faune est présente et contribue certainement à l'augmentation des concentrations d'*E. coli* dans l'eau brute de l'usine n°2. Toutefois, il est irréaliste d'attribuer les flux massiques d'*E. coli* observés exclusivement à une contribution animale.
- L'augmentation de la contamination fécale en temps de pluie est significative. Elle est cohérente avec une augmentation de contamination par ruissellement, mais surtout à un transport plus grand et plus rapide des flux contaminés provenant de l'exfiltration.
- Certains composés pharmaceutiques (THEO, CBZ, CAF) ne peuvent être utilisés comme traceurs d'eaux usées dans des sources offrant une dilution très élevée, comme dans le cas du canal urbain étudié.
- *E. coli* demeure le meilleur indicateur d'une exfiltration d'eaux dans le cas d'un grand volume de dilution et d'une forte abondance d'*E. coli* dans la source d'eaux usées.
- La seule mesure d'*E. coli* permet d'identifier avec précision les zones de contamination dans une source, mais elle ne permet pas de distinguer la source de contamination fécale entre humaine et animale.

- L'échantillonnage des sédiments est complémentaire à l'échantillonnage de l'eau qui présente une situation limitée dans le temps. Dans le cas d'un dépôt significatif de sédiments, l'accumulation d'*E. coli* dans les sédiments est un bon indicateur de la contamination fécale dans le temps. L'accumulation de contaminants pharmaceutiques plus persistants permet de confirmer une source humaine qui ne serait pas décelable dans l'eau.

Remise en suspension de sédiments contaminés en amont d'une prise d'eau potable

- Les sédiments remis en suspension décantent lentement et une turbidité résiduelle élevée demeure après 48 heures.
- Une relation significative et de nature prédictive a été établie entre la turbidité et les MES. À partir de cette relation, des valeurs de turbidité seuils à la prise d'eau correspondant à des concentrations de métaux significatifs pour le traitement peuvent être déterminées. Le dépassement des seuils déclencherait la mise en route de la coagulation.
- Le Pb est clairement le métal le plus préoccupant en raison des concentrations élevées détectées dans les sédiments et des concentrations de Pb total dans l'eau après une remise en suspension qui peuvent dépasser la norme en eau potable fixée par le RQEP.
- Les concentrations de Fe et l'Al dans l'eau après remise en suspension de sédiments excèdent souvent les recommandations fixées respectivement par Santé Canada et l'USEPA. Ces métaux n'impliquent pas un risque pour la santé, mais ils doivent être enlevés pour assurer une qualité organoleptique de l'eau traitée.
- Une coagulation suivie d'une filtration peut enlever les métaux dans l'eau résultant d'une remise en suspension des sédiments contaminés en métaux. L'abattement efficace des métaux nécessite une coagulation.

Une des limites potentielles de nos résultats concerne le type de contaminants considérés. Cette méthode étant adaptable, il serait intéressant de mener des études de traitabilité avec des sédiments contenant d'autres contaminants problématiques dans le cadre d'une source d'eau potable en milieu urbain, comme les HAP. Ceci permettrait de prendre en compte l'intégralité des risques liés à un déversement de produits chimiques en amont d'une prise d'eau qu'il soit

accidentel ou volontaire. Un tel déversement causerait une pollution immédiate de l'eau et créerait un risque à retardement par contamination des sédiments sous-jacents.

Recommandations :

- Procéder à l'évaluation des risques associés à la présence des collecteurs pluviaux et sanitaires à proximité du canal et établir un plan d'action pour minimiser les risques de contaminations continues et accidentelles.
- Compléter une évaluation de la stabilité des berges du canal et considérer des actions pouvant augmenter leur stabilité et diminuer leur perméabilité.
- Identifier les fuites ou points illicites de débordement dans les berges dans la zone de contamination intense et procéder à des correctifs à court terme.
- Mettre en place une procédure de suivi de la qualité de l'eau au long du canal pour détecter des évènements pouvant causer des contaminations fécales ou remettre en suspension des sédiments contaminés.
- Établir des procédures de prévention de remise en suspension pour tous travaux d'infrastructures et autres interventions qui pourraient causer une remise en suspension des sédiments.
- Continuer de mettre en place et de maintenir des infrastructures (barrière, clôture, etc.) réduisant la probabilité d'une contamination de l'eau et des sédiments du canal.
- Sensibiliser les acteurs clés des communautés avoisinantes à l'importance de protéger la source d'eau potable.

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Adriano, D. C. (2001). *Trace elements in terrestrial environments : biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals*. New York: Springer.
- Akpor, O. B., & Muchie, M. (2010). Remediation of heavy metals in drinking water and wastewater treatment systems: Processes and applications. *International Journal of the Physical Sciences*, 5(12), 1807-1817.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater (18th Edition)*. Washington, DC, USA.
- American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA), & Water Environment Federation (WEF). (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater (21th Edition)*. Washington, DC, USA.
- American Society of Civil Engineers (ASCE), & American Water Works Association (AWWA). (1997). *Water treatment plant design (Third Edition)*. New York, USA: McGraw-Hill Publishing Compagny.
- Amirat, L., Wildeboer, D., Abuknesha, R. A., & Price, R. G. (2012). Escherichia coli contamination of the river Thames in different seasons and weather conditions. *Water and Environment Journal*, 26(4), 482-489. doi: 10.1111/j.1747-6593.2012.00308.x
- Ankley, G. T., DiToro, D. M., Hansen, D. J., & Berry, W. J. (1996). Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15(12), 2056-2066. doi: 10.1002/etc.5620151202
- Ashbolt, N. J., Schoen, M. E., Soller, J. A., & Rose, D. J. (2010). Predicting pathogen risks to aid beach management: the real value of quantitative microbial risk assessment (QMRA). *Water Research*, 44(16), 4692-4703.
- Atkinson, C. A., Jolley, D. F., & Simpson, S. L. (2007). Effect of overlying water pH, dissolved oxygen, salinity and sediment disturbances on metal release and sequestration from metal contaminated marine sediments. *Chemosphere*, 69(9), 1428-1437. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.04.068
- Australian Government, N. H. a. M. R. C. (2011). Australian drinking water guidelines 6 - 2011 *National Water Quality Management Strategy* (Vol. volume 1). Australia: The Australian Drinking Water Guidelines (the ADWG).
- Ball, T., Carrière, A., & Barbeau, B. (2011). Comparison of two online flocculation monitoring techniques for predicting turbidity removal by granular media filtration. *Environmental Technology*, 32(10), 1095-1105.
- Barbeau, B. (2002). Essais de traitabilité pour le contrôle des goûts et odeurs pré-ozonation et filtration (Usine de filtration de Salaberry-de-Valleyfield): Chaire Industrielle CRSNG en eau potable, École Polytechnique de Montréal.
- Barbeau, B., Carrière, A., & Bouchard, M. F. (2011). Spatial and temporal variations of manganese concentrations in drinking water. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46, 608-616. doi: 10.1080/10934529.2011.562854

- Barber, L. B., Brown, G. K., & Zaugg, S. D. (2000). Potential endocrine disrupting organic chemicals in treated municipal wastewater and river water (Chapter 7). *American Chemical Society Symposium Series*, 747, 97-123.
- Benotti, M. J., & Brownawell, B. J. (2007). Distributions of pharmaceuticals in an urban estuary during both dry- and wet-weather conditions. *Environmental Science and Technology*, 41(16), 5795-5802.
- Boehm, A. B., Van De Werfhorst, L. C., Griffith, J. F., Holden, P. A., Jay, J. A., Shanks, O. C., . . . Weisberg, S. B. (2013). Performance of forty-one microbial source tracking methods: A twenty-seven lab evaluation study (in press). *Water Research*. doi: 10.1016/j.watres.2012.12.046
- Brookes, J. D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M. D., Ashbolt, N. J., & Ferguson, C. (2004). Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environmental International*, 30(5), 741-759. doi: 10.1016/j.envint.2003.11.006
- Brownell, M. J., Harwood, V. J., Kurz, R. C., McQuaig, S. M., Lukasik, J., & Scott, T. M. (2007). Confirmation of putative stormwater impact on water quality at a Florida beach by microbial source tracking methods and structure of indicator organism populations. *Water Research*, 41(16), 3747-3757.
- Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D., & Buser, H.-R. (2003). Caffeine, an anthropogenic marker for wastewater contamination of surface waters. *Environmental Science and Technology*, 37(4), 691-700.
- Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D., & Buser, H.-R. (2006). Combined sewer overflows to surface waters detected by the anthropogenic marker caffeine. *Environmental Science and Technology*, 40(13), 4096-4102.
- Burns, J. (2008). Toxic cyanobacteria in Florida waters (Chapter 5) (pp. 12). New York, USA: Springer-Verlag Inc.
- Byappanahalli, M., Fowler, M., Shively, D., & Whitman, R. (2003). Ubiquity and persistence of *Escherichia coli* in a Midwestern coastal stream. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(8), 4549-4555.
- Caetano, M., Madureira, M. J., & Vale, C. (2003). Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. *Water Air and Soil Pollution*, 143(1-4), 23-40. doi: 10.1023/A:1022877120813
- Cantwell, M. G., & Burgess, R. M. (2004). Variability of parameters measured during the resuspension of sediments with a particle entrainment simulator. *Chemosphere*, 56(1), 51-58. doi: 10.1016/j.chemosphere.2004.01.033
- Cantwell, M. G., Burgess, R. M., & Kester, D. R. (2002). Release and phase partitioning of metals from anoxic estuarine sediments during periods of simulated resuspension. *Environ Sci Technol*, 36(24), 5328-5334.
- Cantwell, M. G., Burgess, R. M., & King, J. W. (2008). Resuspension of contaminated field and formulated reference sediments Part I: Evaluation of metal release under controlled laboratory conditions. *Chemosphere*, 73(11), 1824-1831. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.08.007

- Carrière, A., Barbeau, B., & Prévost, M. (2008). Rapport final des essais-pilotes de filtration granulaire à l'usine Atwater de la Ville de Montréal (Phase IV) (pp. 167). Québec, Canada: Chaire Industrielle CRSNG en traitement et distribution des eaux potables, École Polytechnique de Montréal.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. (2008). Méthode d'analyse. Détermination des métaux dans l'eau: méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon (pp. 19). Québec, Canada: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ). (2012). Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. M. 200 - Mét. 1.2, Rév. 3 (pp. 36): Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*.
- Cho, K. H., Cha, S. M., Kang, J.-H., Lee, S. W., Park, Y., Kim, J.-W., & Kim, J. H. (2010). Meteorological effects on the levels of fecal indicator bacteria in an urban stream: a modeling approach. *Water Research*, 44(7), 2189-2202.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Kim, J. H., Guber, A. K., Shelton, D. R., & Rowland, R. (2010). Release of *Escherichia coli* from the bottom sediment in a first-order creek: Experiment and reach-specific modeling. *Journal of Hydrology*, 391(3–4), 322-332. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.07.033
- Cleasby, J. L., Sindt, G. L., Watson, D. A., & Baumann, R. E. (1992). Design on operation guidelines for optimization of the high-rate filtration process: plant demonstration studies (pp. 280). Denver, Colorado, USA: American Water Works Association Research Foundation.
- da Silva, B. F., Jelic, A., Lopez-Serna, R., Mozeto, A. A., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2011). Occurrence and distribution of pharmaceuticals in surface water, suspended solids and sediments of the Ebro river basin, Spain. *Chemosphere*, 85(8), 1331-1339. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.07.051
- Daneshvar, A., Aboulfadl, K., Viglino, L., Broséus, R., Sauvé, S., Madoux-Humery, A. S., . . . Prévost, M. (2012). Evaluating pharmaceuticals and caffeine as indicators of fecal contamination in drinking water sources of the Greater Montreal region *Chemosphere*, 88(1), 131–139. doi: 10.1016/j.chemosphere.2012.03.016
- Darwano, H., Vo Duy, S., & Sauvé, S. (2013). A new protocol for the analysis of pharmaceuticals, pesticides and hormones in sediments and suspended particulate matter from rivers and municipal wastewaters. .
- Dorner, S. M., Anderson, W. B., Gaulin, T., Candon, H. L., Slawson, R. M., Payment, P., & Huck, P. M. (2007). Pathogen and indicator variability in a heavily impacted watershed. *Journal of Water and Health*, 5(2), 241-257.
- Edberg, S. C., Rice, E. W., Karlin, R. J., & Allen, M. J. (2000). *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*, 88, 106S-116S.

- Eiswirth, M., & Hötzl, H. (1997). The impact of leaking sewers on urban groundwater. In J. Chilton (Ed.), *Groundwater in the Urban Environment: Problems, Processes and Management* (pp. 399-404). Balkema, Rotterdam.
- Ersoz, M., & Barrott, L. (2012). *Best practice guide on metals removal from drinking water by treatment*. London: IWA Publishing.
- Fenz, R., Blaschke, A. P., Clara, M., Kroiss, H., Mascher, D., & Zessner, M. (2005). Quantification of sewer exfiltration using the anti-epileptic drug carbamazepine as marker species for wastewater. *Water Science and Technology*, 52(9), 209-217.
- Fewtrell, L., & Bartram, J. (2001). Water quality. Guidelines, standards and health: assessment of risk and risk management for water-related infectious disease (pp. 6). London, United Kingdom: World Health Organization (WHO) and International Water Association (IWA).
- Fram, M. S., & Belitz, K. (2011). Occurrence and concentrations of pharmaceutical compounds in groundwater used for public drinking-water supply in California. *Sci Total Environ*, 409(18), 3409-3417. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.05.053
- Garcia-Armisen, T., & Servais, P. (2009). Partitioning and fate of particle-associated *E. coli* in river waters. *Water Environment Research*, 81(1), 21-28.
- Garzio-Hadzick, A., Shelton, D. R., Hill, R. L., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., & Rowland, R. (2010). Survival of manure-borne *E. coli* in streambed sediment: effects of temperature and sediment properties. *Water Res*, 44(9), 2753-2762. doi: 10.1016/j.watres.2010.02.011
- Gasser, G., Rona, M., Voloshenko, A., Shelkov, R., Lev, O., Elhanany, S., . . . Pankratov, I. (2011). Evaluation of micropollutant tracers. II. Carbamazepine tracer for wastewater contamination from a nearby water recharge system and from non-specific sources. *Desalination*, 273(2-3), 398-404.
- Gasser, G., Rona, M., Voloshenko, A., Shelkov, R., Tal, N., Pankratov, I., . . . Lev, O. (2010). Quantitative evaluation of tracers for quantification of wastewater contamination of potable water sources. *Environmental Science and Technology*, 44(10), 3919-3925.
- Projet de règlement - Prélèvement des eaux et leur protection et Code de gestion des pesticides, Règlement relatif à l'application de la Loi sur la qualité de l'environnement, Règlement sur l'évacuation et le traitement des eaux usées des résidences isolées, Règlement sur la qualité de l'eau potable, Règlement sur le stockage et les centres de transfert de sols contaminés et Règlement sur le pétrole, le gaz naturel et les réservoirs souterrains — Modification, 145e année, n022 C.F.R. (2013).
- Hajj-Mohamad, M., Aboufadl, K., Prévost, M., & Dorner, S. Analysis of anthropogenic waste indicators in sediments from combined sewer overflows and downstream rivers by ultrasonication-assisted extraction and LC-APCI-MS/MS (submitted). *Talanta*.
- Haller, L., Poté, J., Loizeau, J.-L., & Wildi, W. (2009). Distribution and survival of faecal indicator bacteria in the sediments of the Bay of Vidy, Lake Geneva, Switzerland. *Ecological Indicators*, 9(3), 540-547. doi: 10.1016/j.ecolind.2008.08.001
- Heberer, T. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, 131(1-2), 5-17.

- Hillebrand, O., Nödler, K., Licha, T., Sauter, M., & Geyer, T. (2012). Caffeine as an indicator for the quantification of untreated wastewater in karst systems. *Water Research*, 46(2), 395-402.
- Huang, J., Ge, X., Yang, X., Zheng, B., & Wang, D. (2012). Remobilization of heavy metals during the resuspension of Liangshui River sediments using an annular flume. *Chinese Science Bulletin*, 57(27), 3567-3572. doi: 10.1007/s11434-012-5370-1
- Jamieson, R., Joy, D. M., Lee, H., Kostaschuk, R., & Gordon, R. (2005). Transport and deposition of sediment-associated *Escherichia coli* in natural streams. *Water Research*, 39(12), 2665-2675.
- Je, C. H., Hayes, D. F., & Kim, K. S. (2007). Simulation of resuspended sediments resulting from dredging operations by a numerical flocculent transport model. *Chemosphere*, 70(2), 187-195. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.06.033
- Kalnejais, L. H., Martin, W. R., Signell, R. P., & Bothner, M. H. (2007). Role of sediment resuspension in the remobilization of particulate-phase metals from coastal sediments. *Environ Sci Technol*, 41(7), 2282-2288.
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2009). Illicit drugs and pharmaceuticals in the environment - Forensic applications of environmental data, Part 2: pharmaceuticals as chemical markers of faecal water contamination. *Environmental Pollution*, 157(6), 1778-1786.
- Kolpin, D. W., Furlong, E. T., Meyer, M. T., Thurman, E. M., Zaugg, S. D., Barber, L. B., & H.T., B. (2002). Pharmaceuticals, hormones, and other organic wastewater contaminants in U.S. streams, 1999-2000: a national reconnaissance. *Environmental Science and Technology*, 36(6), 1202-1211.
- Kommineni, S., Amante, K., Karnik, B., Sommerfeld, M., & Dempster, T. (2009). Strategies for controlling and mitigating algal growth within water treatment plants (pp. 312). Denver, Colorado, USA: Water Research Foundation, United States Environmental Protection Agency , Veolia Water Indianapolis.
- Kuroda, K., Murakami, M., Oguma, K., Muramatsu, Y., Takada, H., & Takizawa, S. (2011). Assessment of groundwater pollution in Tokyo using PPCPs as sewage markers. *Environmental Science and Technology*.
- Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Di Giovanni, G., & Prévost, M. (2013). *E. coli* to *Cryptosporidium* ratio shifts from various water sources: implications for drinking water suppliers (submitted). *Water Research*.
- Lawler, D. F., & Nason, J. A. (2006). Granular media filtration: old process, new thoughts. *Water Science and Technology*, 53(7), 1-7.
- LeChevallier, M. W., & Au, K.-K. (2004). *Water treatment and pathogen control: process efficiency in achieving safe drinking water*. London, United Kingdom: World Health Organization and International Water Association Publishing.
- Lefebvre, A. (2011). *Applicabilité du modèle d'analyse quantitative du risque microbiologique de Santé Canada aux installations de traitement d'eau potable de la région de Montréal*

(soutenance). Retrieved from PDF dans le répertoire Étudiants/AAAAEtudiant_EndNote2011/PUBLICATIONS_Electroniques France

- Lin, A. Y.-C., Lin, C.-A., Tung, H.-H., & Chary, N. S. (2010). Potential for biodegradation and sorption of acetaminophen, caffeine, propranolol and acebutolol in lab-scale aqueous environments. *Journal of Hazardous Materials*, 183(1-3), 242-250.
- Löffler, D., Römbke, J., Meller, M., & Ternes, T. A. (2005). Environmental fate of pharmaceuticals in water/sediment systems. *Environmental Science and Technology*, 39(14), 5209-5218.
- Lorphensri, O., Intravijit, J., Sabatini, D. A., Kibbey, T. C. G., Osathaphan, K., & Saiwan, C. (2006). Sorption of acetaminophen, 17-ethynodiol, nalidixic acid, and norfloxacin to silica, alumina, and a hydrophobic medium. *Water Research*, 40(7), 1481-1491.
- Madoux-Humery, A. S., Dorner, S., Sauvé, S., Aboufadel, K., Galarneau, M., Servais, P., & Prévost, M. (2013). Temporal variability of combined sewer overflow contaminants: evaluation of wastewater micropollutants as tracers of fecal contamination. *Water Research*, 47(13), 4370-4382. doi: 10.1016/j.watres.2013.04.030
- McDonald, J. L., Hartel, P. G., Gentit, L. C., Belcher, C. N., Gates, K. W., Rodgers, K., . . . Payne, K. A. (2006). Identifying sources of fecal contamination inexpensively with targeted sampling and bacterial source tracking. *Journal of Environmental Quality*, 35(3), 889-897.
- Miao, X.-S., & Metcalfe, C. D. (2003). Determination of carbamazepine and its metabolites in aqueous samples using liquid chromatography-electrospray tandem mass spectrometry. *Analytical Chemistry*, 75(15), 3731-3738.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs (MDDEP). (2002). Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Annexe 2: les critères génériques pour les sols et pour les eaux souterraines (pp. 6): Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement Durable de l'Environnement et des Parcs du Québec (MDDEP). (2005). Règlement sur la qualité de l'eau potable (pp. 31). Canada: Gouvernement du Québec.
- Ministère du Développement Durable, E. e. P. M. (2012). Stratégie de protection et de conservation des sources destinées, à l'alimentation en eau potable (pp. 32). Québec.
- Mohanty, S. K., Torkelson, A. A., Dodd, H., Nelson, K. L., & Boehm, A. B. (2013). Engineering solutions to improve the removal of fecal indicator bacteria by bioinfiltration systems during intermittent flow of stormwater (in press). *Environmental Science & Technology*. doi: 10.1021/es305136b
- Monteiro, S. C., & Boxall, A. B. A. (2010). Occurrence and fate of human pharmaceuticals in the environment *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* (Vol. 202, pp. 53-154).
- Musolff, A., Leschik, S., Reinstorf, F., Strauch, G., & Schirmer, M. (2010). Micropollutant loads in the urban water cycle. *Environmental Science and Technology*, 44(13), 4877-4883.

- Nakada, N., Kiri, K., Shinohara, H., Harada, A., Kuroda, K., Takizawa, S., & Takada, H. (2008). Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble molecular markers of sewage. *Environmental Science and Technology*, 42(17), 6347-6353.
- Ouattara, N. K., de Brauwere, A., Billen, G., & Servais, P. (2012). Modelling faecal contamination in the Scheldt drainage network. *Journal of Marine Systems*. doi: 10.1016/j.jmarsys.2012.05.004
- Pachepsky, Y. A., & Shelton, D. R. (2011). Escherichia coli and fecal coliforms in freshwater and estuarine sediments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(12), 1067-1110.
- Payment, P., & Locas, A. (2011). Pathogens in water: value and limits of correlation with microbial indicators. *Ground Water*, 49(1), 4-11.
- Pourabadehei, M., & Mulligan, C. N. (2013). Effect of the resuspension of contaminated sediment on distribution of the heavy metals in water and suspended particulate matter. *Geo Montréal 2013*, 6.
- Regulation to amend drinking water quality Regulation (Law on Environmental Quality) (French), 144e C.F.R. § Partie 2 (2012).
- Rajagopalan, R., & Tien, C. (1976). Trajectory analysis of deep-bed filtration with the sphere-in-cell porous media model. *AICHE Journal*, 22(3), 523-533.
- Roig, B. (2010). *Pharmaceuticals in the environment: current knowledge and need assessment to reduce presence and impact (European Water Research)*: IWA Publishing.
- Rutsch, M., Rieckermann, J., Cullmann, J., Ellis, J. B., Vollertsen, J., & Krebs, P. (2008). Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research*, 42(10-11), 2385-2394.
- Sankararamakrishnan, N., & Guo, Q. (2005). Chemical tracers as indicator of human fecal coliforms at storm water outfalls. *Environment International*, 31(8), 1133-1140. doi: 10.1016/j.envint.2005.04.002
- Santé Canada. (2010). Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada (Tableau sommaire) (pp. 16). Ottawa, Ontario, Canada: Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur l'eau potable du Comité Fédéral-Provincial-Territorial sur la santé et l'environnement.
- Sauvé, S., Aboulfadl, K., Dorner, S., Payment, P., & Prévost, M. (2011). Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. *Chemosphere*, 86(2), 118-123.
- Sauvé, S., Aboulfadl, K., Dorner, S., Payment, P., & Prévost, M. (2012). Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. *Chemosphere*, 86(2), 118-123. doi: 10.1016/j.chemosphere.2011.09.033
- Sauvé, S., Viglino, L., Fayad, P., & Prévost, M. (2010, Sept. 27-29, 2010). *High throughput analysis of endocrine disruptors (hormones and parabens) in solids*. Paper presented at the 2nd International Symposium on Green Chemistry for Environment and Health, Mikonos, Greece.

- Seiler, R. L., Zaugg, S. D., Thomas, J. M., & Howcroft, D. L. (1999). Caffeine and pharmaceuticals as indicators of waste water contamination in wells. *Ground Water*, 37(3), 405-410.
- Sercu, B., Van De Werfhorst, L. C., Murray, J., & Holden, P. A. (2009). Storm drains are sources of human fecal pollution during dry weather in three urban Southern California watersheds. *Environmental Science and Technology*, 43(2), 293-298.
- Sercu, B., Van De Werfhorst, L. C., Murray, J. L. S., & Holden, P. A. (2011). Sewage exfiltration as a source of storm drain contamination during dry weather in urban watersheds. *Environmental Science and Technology*, 45(17), 7151-7157.
- Simpson, S. L., Apte, S. C., & Batley, G. E. (1998). Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environmental Science & Technology*, 32(5), 620-625. doi: 10.1021/Es970568g
- Staley, C., Reckhow, K. H., Lukasik, J., & Harwood, V. J. (2012). Assessment of sources of human pathogens and fecal contamination in a Florida freshwater lake. *Water Research*, 46(17), 5799-5812. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.08.012>
- Ternes, T. A. (1998). Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers. *Water Research*, 32(11), 3245-3260.
- The American Water Works Association Inc. (1971). *Water quality and treatment. A handbook of public water supplies (Third Edition)*. Denver, Colorado, USA: McGraw-Hill, Book Company.
- Tufenkji, N., & Elimelech, M. (2004). Correlation equation for predicting single-collector efficiency in physicochemical filtration in saturated porous media. *Environmental Science and Technology*, 38(2), 529-536.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1992). Secondary drinking water regulations: guidance for nuisance chemicals (pp. 4). Washington, DC, USA.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (1994). Method 200.8 - Determination of trace elements in waters and wastes by inductively coupled plasma - mass spectrometry (Revision 5.4 - EMMC Version) (pp. 57). Cincinnati, Ohio, USA: Office of Research and Development.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2000). National primary drinking water regulations for lead and copper. Final rule: Federal Register Environmental Documents.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010a). Long term 2 enhanced surface water treatment rule toolbox guidance manual (pp. 380). Washington, DC, USA: Office of Water.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA). (2010b). OGWDW review of small system monitoring requirements under the long term 2 enhanced surface water treatment rule (pp. 3). Washington, DC, USA.
- United States National Library of Medicine (NLM). TOXNET - Databases on toxicology, hazardous chemicals, environmental health, and toxic releases. from <http://www.toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>

- Viglino, L., Aboufadel, K., Daneshvar Mahvelat, A., Prévost, M., & Sauvé, S. (2008). On-line solid phase extraction and liquid chromatography/tandem mass spectrometry to quantify pharmaceuticals, pesticides and some metabolites in wastewaters, drinking, and surface waters. *Journal of Environmental Monitoring*, 10(4), 482-489. doi: 10.1039/b800861b
- Viglino, L., Prevost, M., & Sauvé, S. (2011). High throughput analysis of solid-bound endocrine disruptors by LDTD-APCI-MS/MS. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(3), 583-590.
- Vital, M., Hammes, F., & Egli, T. (2012). Competition of Escherichia coli O157 with a drinking water bacterial community at low nutrient concentrations. *Water Research*, 46(19), 6279-6290. doi: 10.1016/j.watres.2012.08.043
- Wang, C., Shen, C., Wang, P. F., Qian, J., Hou, J., & Liu, J. J. (2013). Modeling of sediment and heavy metal transport in Taihu Lake, China. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 25(3), 379-387. doi: 10.1016/s1001-6058(11)60376-5
- Wolf, L., Held, I., Eiswirth, M., & Hötzl, H. (2004). Impact of Leaky Sewers on Groundwater Quality. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 32(4-5), 361-373.
- World Health Organization (WHO). (2011). Guidelines for drinking-water quality (Fourth Edition) (pp. 564). Geneva, Switzerland.
- Wu, J., Long, S. C., Das, D., & Dorner, S. M. (2010). Are microbial indicators and pathogens correlated? A statistical analysis of 40 years of research. *Journal of Water and Health*, 9(2), 265-278.
- Wu, J., Rees, P., & Dorner, S. (2011). Variability of E. coli density and sources in an urban watershed. *Journal of Water and Health*, 9(1), 94-106.
- Wu, J. Y., Rees, P., Storrer, S., Alderisio, K., & Dorner, S. (2009). Fate and transport modeling of potential pathogens: the contribution from sediments. *Journal of the American Water Resources Association*, 45(1), 35-44. doi: 10.1111/j.1752-1688.2008.00287.x
- Yakirevich, A., Pachepsky, Y. A., Guber, A. K., Gish, T. J., Shelton, D. R., & Cho, K. H. (2013). Modeling transport of Escherichia coli in a creek during and after artificial high-flow events: Three-year study and analysis. *Water Research*(0). doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.011>
- Yamamoto, H., Nakamura, Y., Moriguchi, S., Nakamura, Y., Honda, Y., Tamura, I., . . . Sekizawa, J. (2009). Persistence and partitioning of eight selected pharmaceuticals in the aquatic environment: laboratory photolysis, biodegradation, and sorption experiments. *Water Research*, 43(2), 351-362.
- Yan, M., Wang, D., Shi, B., Wang, M., & Yan, Y. (2007). Effect of pre-ozonation on optimized coagulation of a typical North-China source water. *Chemosphere*, 69(11), 1695-1702.
- Young, T. A., Heidler, J., Matos-Perez, C. R., Sapkota, A., Toler, T., Gibson, K. E., . . . Halden, R. U. (2008). Ab initio and in situ comparison of caffeine, triclosan, and triclocarban as indicators of sewage-derived microbes in surface waters. *Environmental Science and Technology*, 42(9), 3335-3340.

- Yu, J. T., Bouwer, E. J., & Coelhan, M. (2006). Occurrence and biodegradability studies of selected pharmaceuticals and personal care products in sewage effluent. *Agricultural Water Management*, 86(1-2), 72-80. doi: 10.1016/j.agwat.2006.06.015
- Yuksel, E., Akgiray, O., Saatci, A. M., Sarikaya, H. Z., & Koyuncu, I. (2002). Effect of ozone injection location on filter performance in direct filtration. *Water Science and Technology*, 46(9), 171-177.
- Zhang, M. K., He, Z. L., Calvert, D. V., Stoffella, P. J., & et al. (2003). Phosphorus and heavy metal attachment and release in sandy soil aggregate fractions. *Soil Science Society of America Journal*, 67(4), 1158.

ANNEXE 1 – REPRÉSENTATION DES POINTS D'ÉCHANTILLONNAGE DES CAMPAGNES DES ÉTÉS 2011 A 2013

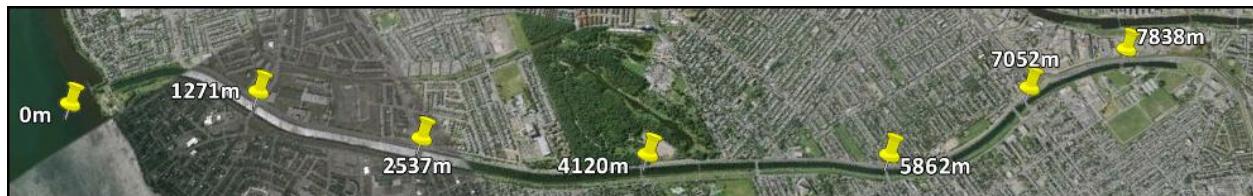


Figure A1.1 Emplacement des prélèvements d'échantillons d'eau de l'été 2011 par temps sec et par temps de pluie



Figure A1.2 Emplacement des nouveaux prélèvements d'échantillons d'eau de l'été 2012, par temps sec (rouge) et par temps de pluie (bleu)



Figure A1.3 Emplacement des prélèvements d'échantillons d'eau de l'été 2013 par temps sec et par temps de pluie



Figure A1.4 Emplacement des prélèvements d'échantillons de sédiments pour l'évaluation des concentrations en pharmaceutiques et hormones au cours de l'été 2013

**ANNEXE 2 – SUPPLEMENTAL INFORMATION OF PUBLICATION 1 –
SOURCE TRACKING OF LEAKY SEWERS : A NOVEL APPROACH
COMBINING FECAL INDICATORS IN WATER AND SEDIMENTS**

Hélène Guérineau^{a,*}, Sarah Dorner^b, Annie Carrière^a, Natasha McQuaid^a, Sébastien Sauvé^c, Khadija Aboulfadl^c, Mariam Hajj-Mohamad^a, Michèle Prévost^a

^a NSERC Industrial Chair on Drinking Water, Department of Geological, Mining and Civil Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada.

^b Canada Research Chair in Source Water Protection. Civil, Geological and Mining Engineering, École Polytechnique de Montréal, Montréal, QC, Canada.

^c Department of Chemistry, Université de Montréal, Montréal, QC, Canada.

Supplementary data (SD)

Number of pages: 15

Number of figures: 10

Number of table: 4

1. Additional information on sampling

Study site

The study area is an engineered canal with a length of 8250 m, located in an urban area with residential and industrial zoning. It supplies two large water treatment plants (WTP1 and WTP2) with a total nominal capacity of 2,4 Mm³/d. WTP1 is supplied in raw water at the entrance of the canal (0 m), whereas the water intake for WTP2 is located downstream at 7383 m. The final section of the canal located between 7383 and 8250 m is a stagnant zone. Flow and velocity are controlled by pumping at the WTP2 intake. The shape of the cross section of the canal varies but is most often trapezoidal with an average width of 39 m, a water level of 3,79 m and average side slopes of 2.5H: 1V. The average residence time is 50 hours (31-73 hours), the water level is quasi constant at 18.1 m above sea level (17,7-18,3 m) upstream (0 m) and 18,0 m (16,5-18,2 m) at the WTP2. Average streamflow velocities range from 2.9 to 6.9 cm/s. Although the canal is protected by a fence and no direct contact activities are permitted, several potential sources of fecal contamination are present such as wildlife (birds, ducks, beavers, muskrats, raccoons, etc.), surface runoff from canal banks and from 8 bridges crossing the canal, and ageing sewers including leaking sewers and collectors running along the canal, and siphons and pipe crossings underneath.

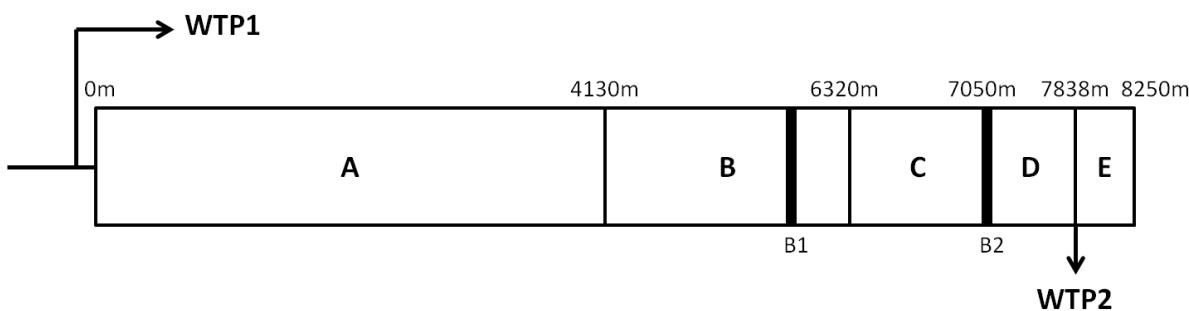


Figure A2.1: Schematic of the study area. WTP1 = water treatment plant n° 1. WTP2 = water treatment plant n°2. B1 = bridge n°1. B2 = bridge n°2. A to E = sections of the canal

Table A2.1: Summary table of sampling conditions

Date	Antecedent conditions	Rain depth on sampling day (mm)	Number water samples	Number sediment samples	DW or WW
25/05/2011	D – 1 = 1 mm	0	9	-	DW
	D – 2 = 2,8 mm				
	D – 3 = 5,8 mm				
01/06/2011	2 D = no rain	0	9	-	DW
	D – 3 = 3 mm				
07/06/2011	8 D = no rain	0	9	-	DW
27/06/2011	D – 1 = trace	0	9	-	WW
	D – 2 = 25 mm				
	D – 3 = 45 mm				
12/07/2011	D – 1 = 2,2 mm	Hour – 1 = 5 mm	-	7	WW
27/07/2011	D – 1 = 4,6 mm	Hour – 1 = 5 mm	9	-	WW
	D – 2 = 1,2 mm				
2012/06/19-20-21	6 D = no rain	0	32	-	DW
03/07/2012	D – 1 = trace	0	11	-	DW
	D – 2 = 0,2 mm				
2012/07/23-24	5 D = no rain	Hour – 1 = 27,2 mm	33	-	WW
2012/07/25-26	D – 1 = 0 mm	07/25 : trace	25	16	DW
	D – 2 = 27,2 mm	07/26 : 0,4 mm			
06/06/2013	2 D = no rain	0	67	-	DW
2013/06/11-12	D – 1 = 1 mm	06/11 : 33,6 mm	81	-	WW
	D – 2 = trace	06/12 : 3,2 mm			
25/07/2013	D – 1 = no rain	0	-	9	DW
	D – 2 = 12,4 mm				

2. Historical trends in *E. coli* and FC

E. coli and FC concentrations were analyzed at WTP1 and WTP2 raw water (municipal surveillance data). FCs were analyzed 5 days a week from January 2002 to December 2012. *E. coli* were analyzed each week from January 2009 to December 2012. The analysis method is based on the method developed by CEAEQ (Quebec, 2011).

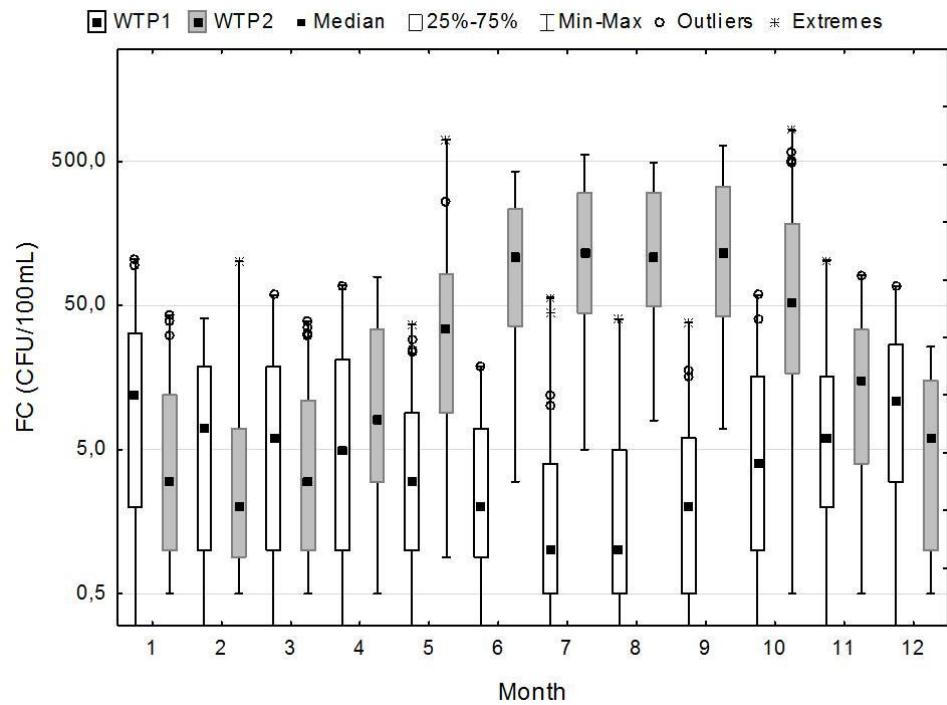


Figure A2.2: FC concentrations measured at the WTP1 and WTP2 raw water intake. FC were analyzed 5 days a week from January 2002 to December 2012 (n=2677)

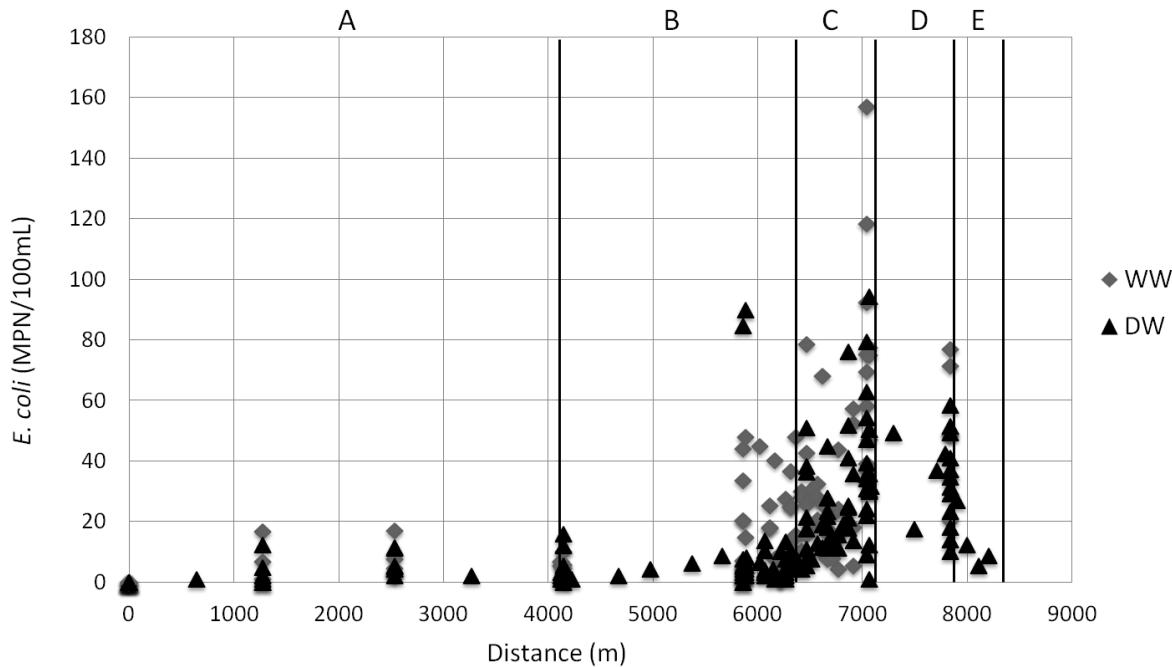


Figure A2.3: *E. coli* concentrations, in water samples, in an urban canal during DW and WW

3. Variations in *E. coli* concentrations in water and estimates of corresponding discharge

Table A2.2 : Statistics of net increases *E. coli* concentrations during DW and WW

	Number of samples		Mean		Median		Minimum		Maximum		Standard deviation	
	DW	WW	DW	WW	DW	WW	DW	WW	DW	WW	DW	WW
WTP1	10	6	4,2	3,9	1,5	3,1	0	0	17,3	7,5	5,8	3,0
A	17	13	4,1	6,0	2,1	5,3	0	0	12,3	17,1	4,0	5,5
B	52	35	8,0	15,5	4,2	9,2	0	0	89,9	47,8	16,4	14,3
C	47	42	26,7	36,5	21,6	26,9	4,3	4,2	79,3	157,1	18,1	31,9
D	24	9	34,6	55,6	33,2	49	1,0	20,3	94,4	77,6	19,4	20,6
E	4	NA	13,3	NA	10,5	NA	5,3	NA	26,9	NA	9,5	NA

NA: non applicable.

Estimations of discharges of *E. coli* and potential animal sources

Estimation of a steady source of contamination (S_d) (Chapra, 1997) :

$$S_d = \frac{k \left(C - C_0 e^{-\frac{k}{V_s} x} \right)}{1 - e^{-\frac{k}{V_s} x}}$$

$$k = f_s * k_w + (1 - f_s) * k_p + f_s * \frac{V_s}{h}$$

- k_w : die off rate of free floating *E. coli* : $4,5 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Ouattara, de Brauwere, Billen, & Servais, 2012)
- k_p : die off rate of *E. coli* attached to particles : $2,25 \times 10^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Ouattara et al., 2012)
- f_s : fraction of *E. coli* attached to particles : 0,5 (Ouattara et al., 2012)
- V_s : settling velocity of *E. coli* attached to particles : 0,1 m/h (Ouattara et al., 2012)

- h : mean water level in the canal (3,8 m)
- U : mean flow velocity in the canal (152,8 m/h)
- Daily FC production from ducks computed from 299 g feces/day and $1,6 \times 10^7$ FC/g feces (Yagow, 2001)
- Daily FC production from raccoons computed from 450 g feces/day and $2,5 \times 10^5$ FC/g feces (Yagow, 2001)

Table A2.3: Estimations of discharges of *E. coli* and potential animal sources

Zone	Weather	Distance (m)	Residence time (h)	C0 (MPN/100mL)	C (MPN/100mL)	Estimated discharge Sd MPN/(100mL.h)	Mass discharge (MPN) Sd*Rt	FC (CFU)	Potential number of ducks per kilometer	Potential number of raccoons per kilometer
A	DW	4130	27,0	4,2	4,1	0,2	3,4E+10	3,8E+10	2	72
	WW			3,9	6,0	0,3	5,7E+10	6,4E+10	3	121
B	DW	2190	14,3	4,1	8,0	0,6	2,8E+10	3,2E+10	5	215
	WW			6,0	15,5	1,2	6,0E+10	6,7E+10	10	452
C	DW	730	4,8	8,0	26,7	4,7	2,7E+10	2,9E+10	42	1800
	WW			15,5	36,5	5,6	3,1E+10	3,5E+10	50	2138
D	DW	788	5,2	26,7	34,6	3,0	1,9E+10	2,2E+10	26	1130
	WW			36,5	55,6	5,9	3,8E+10	4,3E+10	52	2232

Daily production of fecal indicators per animal was estimated by daily feces production in FC/g feces and concentrations of FC/g feces. To relate the *E. coli* concentrations measured in the canal to FC production per animal, a factor of 0,90 *E. coli*/FC was used. The ratio of *E. coli* to FC depends on the type of assay used and varies from 0,68 to 1,04 in freshwater samples (Hamilton, Kim, & Thackston, 2005), values that are higher than the 0,63 reference ratio used by the USEPA. Typically ratios range from $0,77 \pm 0,62$ ($r^2=0,9$) in surface water impacted by wastewater discharges (Garcia-Armisen, Prats, & Servais, 2007). Parallel measurements at water intakes on

the canal intakes show mean ratios of $0,95 \pm 0,12$ at WTP1 and $0,85 \pm 0,20$ at WTP2 ($n = 68$). Therefore a ratio of 0,90 was used at is was specific to the study site.

Impact of bridges

Bridge B1 is located at 5880 m and bridge B2 is located at 7050 m. Sampling were performed from downstream to upstream, therefore data from upstream and downstream of the two bridges are not correlated. The difference of concentrations between B1a and B2a is significant ($p < 0,05$), confirming existence of a source of fecal contamination between the two bridges. During WW, *E. coli* concentrations increase significantly ($p < 0,05$). The difference between the upstream and downstream of each bridge is not significant, during DW or WW ($p > 0,05$).

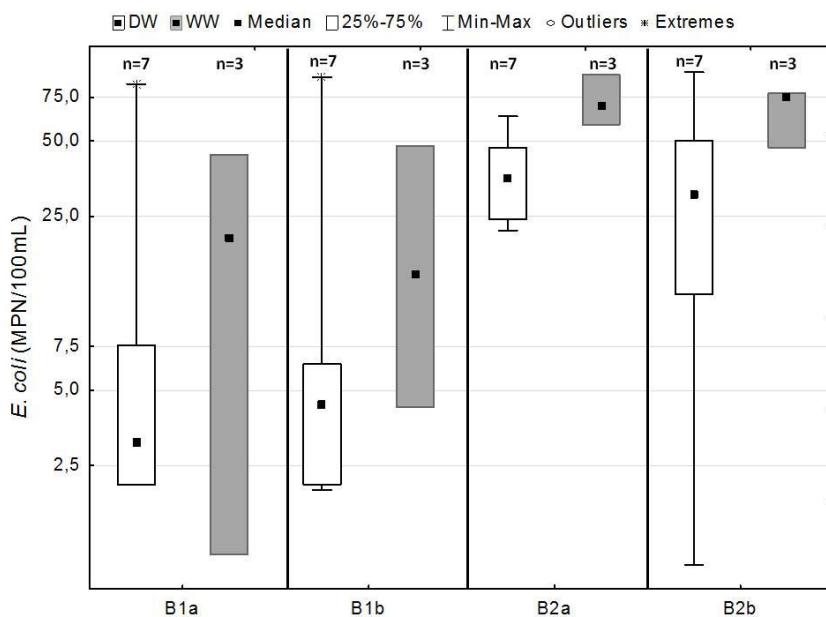


Figure A2.4: *E. coli* concentrations upstream and downstream the bridges delimitating the most contaminated area of the urban canal during DW and WW. B1a and B1b are the upstream and downstream of B1, B2a and B2b are the upstream and downstream of B2, respectively. B1a = 5862 m ; B1b = 5887 m ; B2a = 7042 m ; B2b = 7067 m

4. Variations of *E. coli* concentrations in sediments

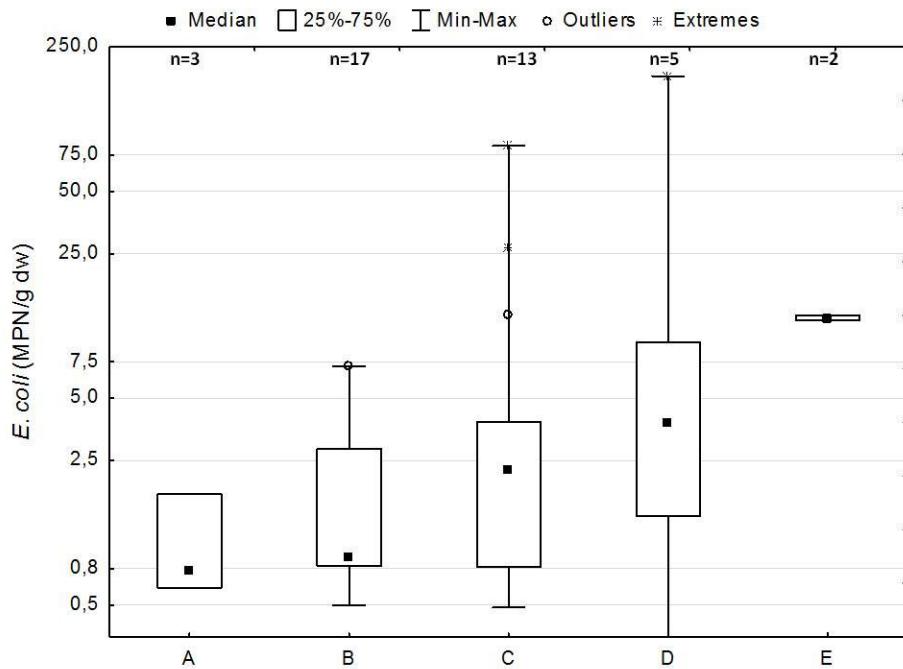


Figure A2.5: *E. coli* concentrations in sediment samples collected by both hand corer or grab sampler per zone

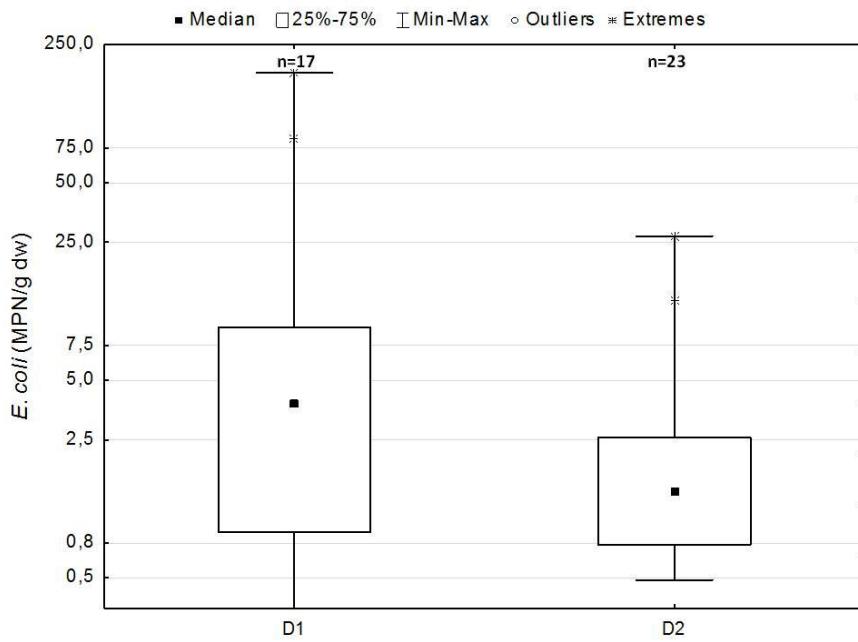


Figure A2.6: Impact of sampling apparatus on *E. coli* concentrations in sediments. D1 = Grab sampler. D2 = hand corer. *E. coli* concentrations are not significantly different ($p>0,05$)

5. Variations of turbidity in the canal

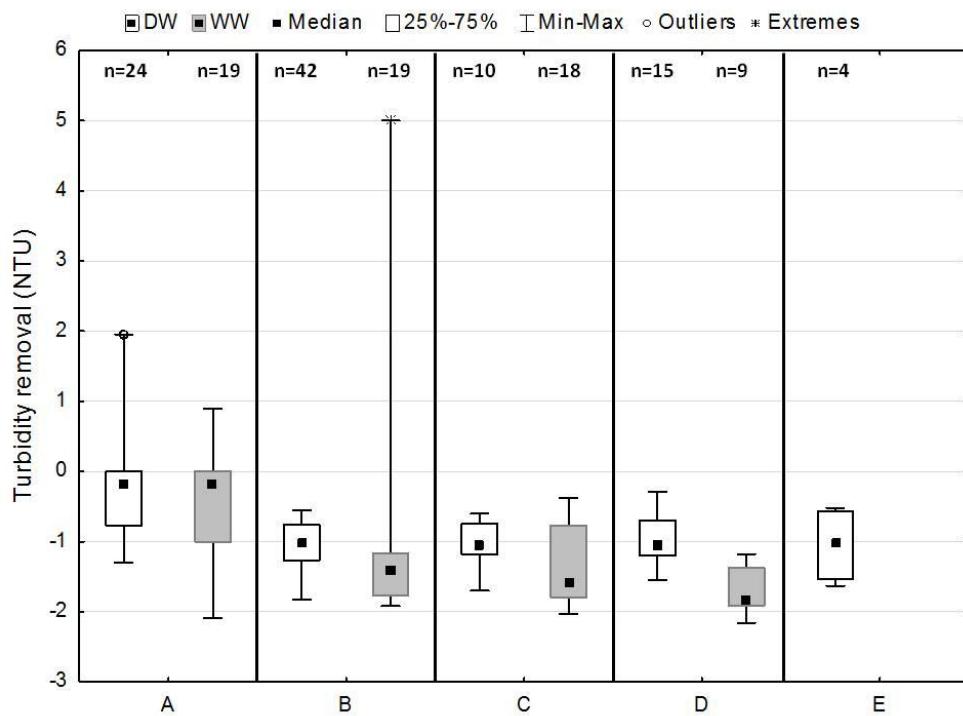


Figure A2.7: Removal of turbidity per zone during the period of study

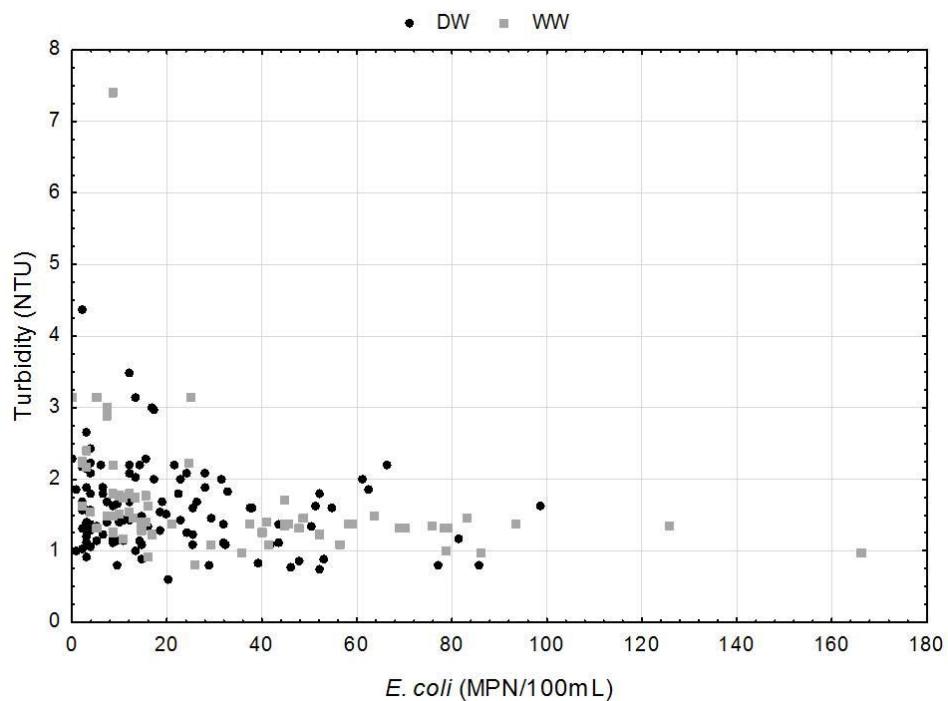


Figure A2.8: Correlation between turbidity and *E. coli* concentrations in water samples of the canal

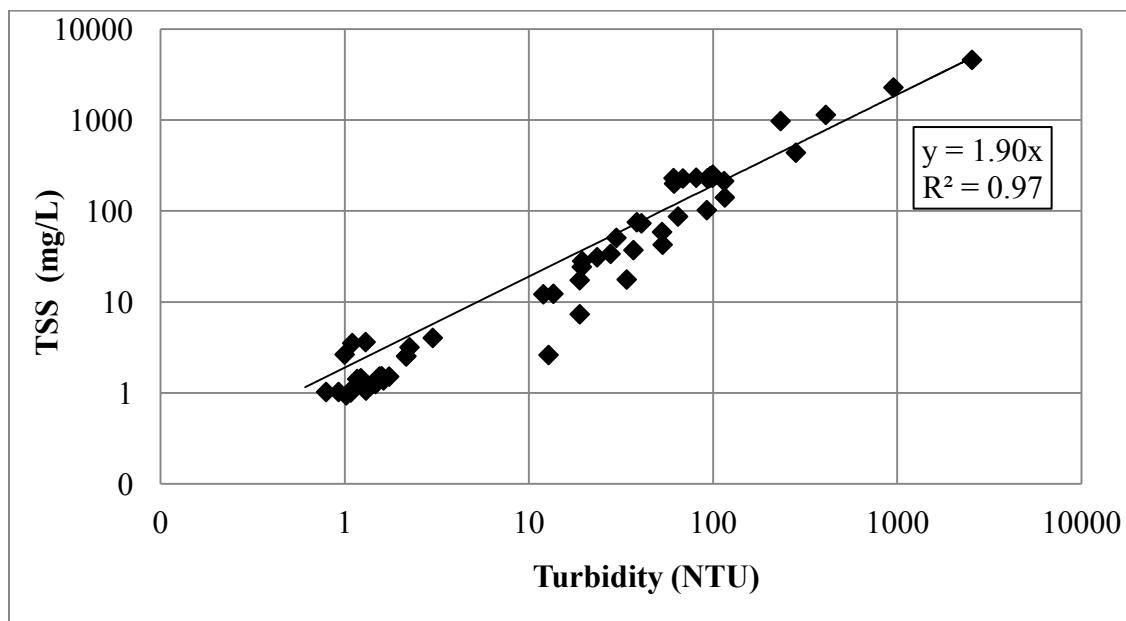


Figure A2.9: Correlation between turbidity and suspended solids (TSS)

6. Variations of WWMPs concentrations in water samples

Table A2.4: Statistic of WWMPs in water and sediments. Mean values do not consider BDL values or ND

	Paramètre	LD	Number of samples detected	Number of samples detected and < LD	Mean without < LD or ND	Median	Minimum	Maximum	SD
Water	ACE	10,00	0/108	0/108	ND	ND	ND	ND	ND
	CAF	6,82	108/108	0/108	45,32	28,32	10,20	491,48	63,12
	CBZ	0,52	107/108	0/108	1,76	1,62	0,00	3,29	0,59
	THEO	6,00	90/108	1/108	19,10	12,55	0,00	70,24	10,20
Sediment	ACE	0,01	15/15	0/15	8,23	8,29	1,48	15,21	4,55
	CAF	0,41	15/15	0/15	1,31	1,29	0,74	2,33	0,39
	CBZ	0,32	8/15	8/15	<LD or ND	0,16	0,00	0,16	0,08
	THEO	0,33	9/15	0/15	1,35	0,60	0,00	2,64	0,77

LD: detection limit; ND: non detected; BDL: below detection limit.

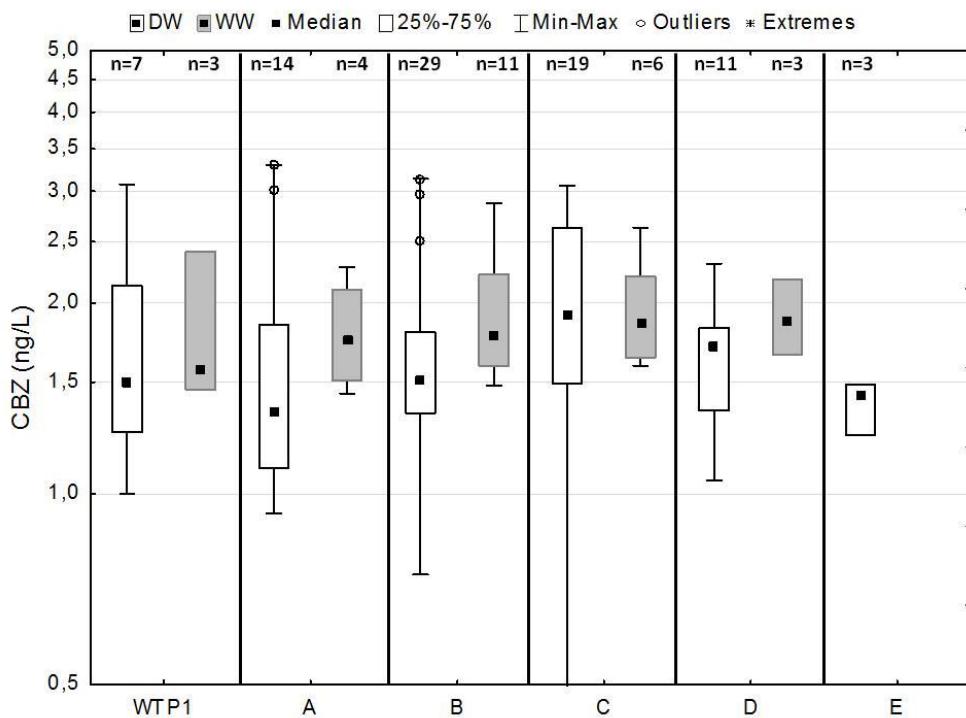


Figure A2.10: CBZ concentrations in water samples during DW and WW

References

- Chapra, S. C. (1997). *Surface water-quality modeling*.
- Garcia-Armisen, T., Prats, J., & Servais, P. (2007). Comparison of culturable fecal coliforms and *Escherichia coli* enumeration in freshwaters. *Canadian Journal of Microbiology*, 53(6), 798-801.
- Hamilton, W. P., Kim, M. I., & Thackston, E. L. (2005). Comparison of commercially available *Escherichia coli* enumeration tests: implications for attaining water quality standards. *Water Research*, 39(20), 4869-4878.
- Ouattara, N. K., de Brauwere, A., Billen, G., & Servais, P. (2012). Modelling faecal contamination in the Scheldt drainage network. *Journal of Marine Systems*. doi: 10.1016/j.jmarsys.2012.05.004
- Quebec, C. o. e. i. e. a. o. (2011). Analysis Method. Detection and enumeration of total coliforms by membrane filtration method (French) (pp. 20). Québec, Canada: Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec.
- Yagow, G. (2001). Fecal coliform TMDL mountain run watershed Culpeper County, Virginia (pp. 134): Virginia Department of Environmental Quality, Virginia Department of Conservation and Recreation.

ANNEXE 3 – ÉVALUATION DU TEMPS DE SÉJOUR DANS LE CANAL

Le débit du canal est principalement dû au débit pompé par l'usine de traitement n°2. Afin d'évaluer le temps de séjour dans le canal, différents paramètres ont été pris en compte : le débit basse pression de l'usine 2, la vitesse d'écoulement à différents points du canal et la distance entre ces différents points. Dans un premier temps, le débit basse pression n'étant pas mesuré à l'usine, il a été approximé au débit haute pression en ajoutant 5% dus aux lavages des filtres. Dans un second temps, afin d'estimer la vitesse d'écoulement dans le canal, la section d'eau surplombée par les différents ponts a été estimée en fonction du profil du fond du canal ainsi que de sa largeur (Tableau A3.1). Pour le calcul du temps de séjour, le canal est séparé en 5 sections, sur lesquelles la section d'eau est constante et égale à celle du pont contenu dans sa zone (Tableau A3.2). Le temps de séjour est calculé sur les données de débit des années 2000 à 2011 et varie entre 25,4 et 74,5 heures avec une moyenne de 48,8 heures, soit près de deux jours.

Tableau A3.1 Caractéristique des ponts étudiés pour l'estimation du temps de séjour dans le canal

	Distance entre l'entrée du canal et le pont (m)	Surface d'eau sous chaque pont (m ²)
Pont 1	1271	151,75
Pont 2	2537	208,33
Pont 3	4120	221,82
Pont 4	5862	109,35
Pont 5	7042	109,1
Usine 2	7838	-

Tableau A3.2 Estimation des vitesses et temps de séjour moyens, minimaux et maximaux sous les différents ponts du canal entre 2000 et 2011

	Temps de séjour (h)			Vitesse (m/h)		
	Moyenne	Maximum	Minimum	Moyenne	Maximum	Minimum
Section 1	11,1	17,0	5,8	176	329	112
Section 2	11,4	17,5	6,0	128	239	82
Section 3	14,2	21,7	7,4	121	225	77
Section 4	6,2	9,4	3,2	245	456	155
Section 5	5,8	8,9	3,0	245	457	156
Total	48,8	74,5	25,4	-	-	-