

Gestion des eaux usées urbaines en temps de pluie : caractérisation de la vidange des bassins de rétention

Urban wastewater management under wet weather
conditions: characterization of retention tanks under
emptying

Thibaud Maruejols, Guillaume Samie, Geneviève Pelletier, Peter
A. Vanrolleghem et Paul Lessard

Département de Génie Civil et de Génie des Eaux de l'Université Laval, Faculté
des sciences et de génie, Québec, Qc, Canada (paul.lessard@gci.ulaval.ca)

RÉSUMÉ

Pour plusieurs des grandes villes nord-américaines et européennes possédant un réseau unitaire, les bassins de rétention en temps de pluie sont devenus un moyen courant pour diminuer les rejets de polluants au milieu récepteur et réguler les charges hydrauliques arrivant à la station en temps de pluie. Des études théoriques démontrent que les vidanges de bassins de rétention ont un effet négatif sur les effluents des stations d'épuration. L'étude du comportement des polluants lors de la vidange d'un bassin permettra de mieux cerner les effets de celles-ci sur la station. Cette étude vise deux objectifs principaux: (1) caractériser les eaux de vidange d'un bassin de rétention par temps de pluie; et (2) caractériser la vitesse de sédimentation lors de la vidange du bassin. Une campagne d'échantillonnage et d'analyse des eaux unitaires a été réalisée en entrée et en sortie d'un bassin de rétention qui utilise un système de vidange par pompage. Des bilans de masses de MeS ont pu être réalisés pour certains événements. Les analyses ont démontré une grande variabilité des eaux unitaires qui arrivent et qui sortent du réservoir. Les particules observées semblent décanter rapidement car on les retrouve en grandes quantités lors des premières 15 minutes de pompage. Un second pic de concentration est observable en fin de vidange dont la cause peut être attribuée au système de nettoyage du bassin. Enfin, l'étude de la vitesse de sédimentation a permis de caractériser les eaux unitaires de vidange en distinguant trois principaux profils de pollution des eaux qui sont le début, le milieu et la fin de vidange. On remarque qu'une augmentation de la charge des eaux engendre un plus grand taux de particules qui sédimentent rapidement.

ABSTRACT

Retention tanks are commonly used in many North-American and European cities to prevent pollution caused by combined sewer overflows, which are discharged to the receiving waters without treatment. Retention tanks enable the control of hydraulic loads entering wastewater treatment plants during wet weather. However, theoretical studies have shown that discharges from these tanks could have a negative impact on the WWTP's effluent. Characterization of such discharges is necessary to better understand these impacts. This study aims at: (1) characterizing discharge waters of a tank during wet weather; and (2) characterizing the temporal variation of settling velocities of the discharge waters. A sampling campaign has been realized and laboratory analyses have shown a wide variability of total suspended solids (TSS) concentrations for both influent and effluent of the tank. TSS mass balances have been done for two events. Suspended solids seem to settle quickly because they are found in large amounts during the first 15 minutes of pumping. A second peak of concentration occurs at the end of the emptying period due to the cleaning system of the tank. Finally, settling velocity studies allowed to characterize combined sewer wastewaters by separating three main outline of pollutant which are, beginning, middle and end of emptying. We notice that as the pollutant load increases, more particles settle rapidly.

MOTS CLES

Bassin de rétention, réseaux unitaires, débordements, décantabilité, ViCAs, station d'épuration

INTRODUCTION

De nombreuses villes nord-américaines et européennes sont desservies en totalité ou en partie par des réseaux d'égouts unitaires qui permettent d'acheminer les eaux sanitaires à la station d'épuration en temps sec. Cependant, en temps de pluie, les capacités de transport des réseaux sont souvent dépassées et une partie non-négligeable des eaux générées par le mélange du ruissellement urbain et des eaux domestiques est alors déversée sans traitement dans le cours d'eau récepteur le plus proche. Ces rejets urbains par temps de pluie sont depuis longtemps reconnus comme une source de pollution majeure du milieu récepteur.

Pour minimiser l'impact de ces débordements sur les cours d'eau, il existe différentes solutions, la plus utilisée étant les bassins de rétention hors-ligne, c'est-à-dire localisés parallèlement au réseau d'égout. Ces bassins emmagasinent en temps de pluie les eaux excédant la capacité des intercepteurs et, une fois la pluie terminée, leur vidange est dirigée vers la station d'épuration. En empêchant les eaux mixtes de rejoindre le cours d'eau, on évite ainsi la pollution de ce dernier.

Le bassin de rétention est donc un élément important pour minimiser les impacts des débordements sur les cours d'eau et devient un élément charnière dans l'opération du système « eaux usées » en milieu urbain. Pour optimiser les bénéfices environnementaux des bassins de rétention, il faut s'assurer que l'on puisse bien les gérer non seulement comme entités, mais aussi comme système intégré avec le réseau d'égout et la station (Bertrand-Krajewski et al., 1995). En effet, après la pluie, la vidange des bassins va amener à la station des surcharges hydrauliques et polluantes additionnelles qu'il va falloir traiter sans dégrader la performance de la station.

Or, Lindholm (1985) s'est demandé si la rétention constituait vraiment une solution globale positive pour un système urbain ; le retour de l'eau retenue dans les bassins pouvant, en fonction des conditions, dégrader l'effluent de la station au point de créer un impact global négatif. Cette étude théorique posait la question de façon abrupte : les bassins de rétention ont-ils un effet global négatif sur l'environnement ? La réponse à cette question n'a toujours pas été formulée de façon claire. Plusieurs autres études théoriques de modélisation ont été effectuées depuis (Lessard et Beck, 1990 ; Bauwens et al., 1996 ; Lau et al., 2002 ; Seggelke et al., 2005 ; Vanrolleghem et al., 2005, Tränckner et al., 2007), montrant tous les impacts potentiels des vidanges de bassins sur la station et l'importance d'analyser le système de collecte des eaux urbaines dans sa globalité pour bien quantifier les bénéfices de leur implantation.

Malheureusement peu d'études sur le terrain ont été effectuées pour évaluer l'impact des vidanges sur la station. L'étude de Aires et al. (2003) sur la performance de quatre bassins de rétention français décrit bien les problèmes inhérents à de tels projets (e.g. difficultés d'échantillonnage, nombre limité de résultats) et leur aspect spécifique lié aux particularités du site d'étude. Qui plus est, très peu d'études caractérisant les vidanges de ces bassins ont été répertoriées, pourtant un élément fondamental pour évaluer l'impact sur la station de traitement.

L'objectif de la présentation est donc de montrer les résultats d'une caractérisation des eaux de vidange d'un bassin de rétention. Ce projet s'inscrit dans le cadre plus global d'un projet de recherche visant à modéliser le comportement d'un bassin de rétention dans un but de contrôle holistique du système eaux usées en milieu urbain.

1 METHODOLOGIE

La méthodologie est divisée en deux phases, soit :

- La caractérisation des eaux unitaires à l'entrée et lors de la vidange d'un bassin de rétention; et,
- La caractérisation de la vitesse de sédimentation des particules prélevées à l'entrée et à la sortie du bassin.

Pour ce faire un bassin de rétention a été échantillonné durant une saison estivale.

1.1 Description et fonctionnement du bassin de rétention

Le bassin de rétention étudié est localisé à Québec (Canada) à l'exutoire du bassin versant urbain Saint-Sacrement, qui a une superficie totale de 1,54 km² et une imperméabilité moyenne de 51%. L'occupation du territoire est constituée de 30% d'institutions, 32% de résidences, 22% de

commerces, 5% d'industries et 11% d'espaces verts. Le temps de concentration est de l'ordre de 26 minutes et la population totale est estimée à environ 5000 personnes.

Le bassin de rétention possède une chambre de contrôle située dans un bâtiment d'accès. La chambre est séparée en deux sections par un muret déversoir. Les eaux entrant dans la chambre de contrôle peuvent emprunter quatre chemins (figure 1):

- (1) par temps sec, les eaux sanitaires en provenance du bassin versant tributaire s'écoulent sous la vanne d'interception vers la station d'épuration;
- (2) en temps de pluie, lorsque la capacité d'interception est atteinte, les eaux unitaires passent par-dessus le muret déversoir et s'écoulent vers le réservoir;
- (3) lorsque le réservoir est plein (volume de 7580 m³), les eaux montent dans la chambre de contrôle, passent par-dessus un second muret et sont déversées via la conduite de trop-plein vers la rivière; et finalement
- (4) une fois la pluie terminée et lorsque l'intercepteur atteint un niveau d'eau de temps sec, des pompes amorcent la vidange du réservoir vers la chambre de contrôle afin de rediriger les eaux vers la station. Elles fonctionnent en se basant sur une règle logique de contrôle en lien avec le niveau d'eau dans le réservoir, le niveau d'eau dans l'intercepteur et les prévisions météorologiques.

Lorsque le bassin est vide, un système de nettoyage automatique est déclenché, sous certaines conditions (niveau d'eau maximum dans le réseau ne devant pas être dépassé). Pendant la pluie, des réservoirs situés à l'entrée du bassin ont préalablement été remplis avec les eaux issues du réseau unitaire. L'eau contenue dans ces réservoirs est utilisée pour nettoyer les deux compartiments du bassin l'un après l'autre en entraînant les particules qui ont décanté au fond du bassin de rétention. Les eaux de lavage sont ensuite acheminées vers la station de traitement. Ce système permet d'évacuer la totalité des matières en suspension qui avaient décanté dans le bassin, mais une partie des eaux de lavage est conservée dans la chambre des pompes, qui doivent être immergées en permanence.

La chambre de contrôle et le réservoir sont tous deux équipés d'un dispositif d'acquisition de données qui permet d'assurer une gestion du système en temps réel. Ils sont notamment équipés de neuf limnimètres (LIT-00X, figure 1) qui sont utilisés pour mesurer les hauteurs d'eau et estimer les différents débits. Le système prend également en compte les prévisions météorologiques et la pluviométrie afin d'effectuer des prévisions de débits à l'aide d'un modèle hydraulique (Pleau et al., 2001). Ces outils permettent de prendre des décisions quant à l'ouverture de la vanne d'interception pour réguler le débit vers la station de traitement des eaux usées et diminuer les déversements en rivière en envoyant ces eaux dans le bassin de rétention.

1.2 Campagne d'échantillonnage

Une campagne d'échantillonnage a été réalisée de mai à octobre 2009. Une période d'essais (mai et juin) a été prévue au début de la campagne dans le but de vérifier le fonctionnement des appareils d'échantillonnage et des méthodes d'analyse. Des échantillons ont été prélevés en temps sec dans le collecteur et en temps de pluie à l'entrée et à la sortie du bassin. Les échantillons récoltés ont été analysés dans le laboratoire d'environnement du département de génie civil de l'Université Laval.

Les points d'échantillonnage se situent dans le compartiment de débordement en temps de pluie de la chambre de contrôle, accessible par une trappe dans le bâtiment, ainsi que dans la conduite de vidange accessible à l'extérieur du poste de pompage jouxtant le bassin de rétention (figure 1). L'échantillonnage des eaux unitaires allant vers le réservoir a été fait selon un pas de temps variable allant de 2 minutes à 1 heure, à l'aide d'un échantillonneur automatique installé sur place. Un pas de temps court est programmé en début de déversement, puis croît avec le temps. L'échantillonneur automatique, de marque *Sigma 900max* de la compagnie Hach, démarre son programme d'échantillonnage lorsqu'un niveau d'eau est détecté par un interrupteur à flotteur ENM-10 de la compagnie FLYGT (relié à l'échantillonneur) du côté aval du muret déversoir dans la chambre de contrôle. L'échantillonnage automatique s'arrête lorsque 24 bouteilles d'un litre ont été remplies.

De la même façon, l'échantillonnage à la vidange du bassin a été réalisé grâce à un interrupteur à flotteur relié à un échantillonneur de marques identiques. L'interrupteur se déclenche lorsqu'un niveau d'eau est détecté dans la canalisation de vidange du bassin. Le pas de temps d'échantillonnage était

variable dans le temps afin de bien représenter le pollutogramme : un pas de temps court au début et à la fin de vidange et plus long entre les deux.

1.3 Analyses en laboratoire

L'échantillonneur est muni d'une chambre réfrigérante qui permet de garder les échantillons au froid (4°C) avant d'être acheminés au laboratoire de l'Université Laval. Tous ces échantillons ont été analysés dans un délai de temps court afin de minimiser les phénomènes de floculation (maximum 18 heures). Les analyses de matières en suspension (MeS), les matières en suspension décantables (MeS_d), les matières volatiles en suspension (MVeS) ont été effectuées selon les méthodes standards (AWWA 2540B, 2540D et 2540 E). La demande chimique en oxygène (DCO) a été analysée par la méthode à reflux fermé à l'aide de tubes Hach (méthode Hach 8000) après homogénéisation des échantillons.

L'analyse de la distribution des vitesses de chute des particules a été réalisée selon le protocole ViCAs (Chebbo et Gromaire, 2009).

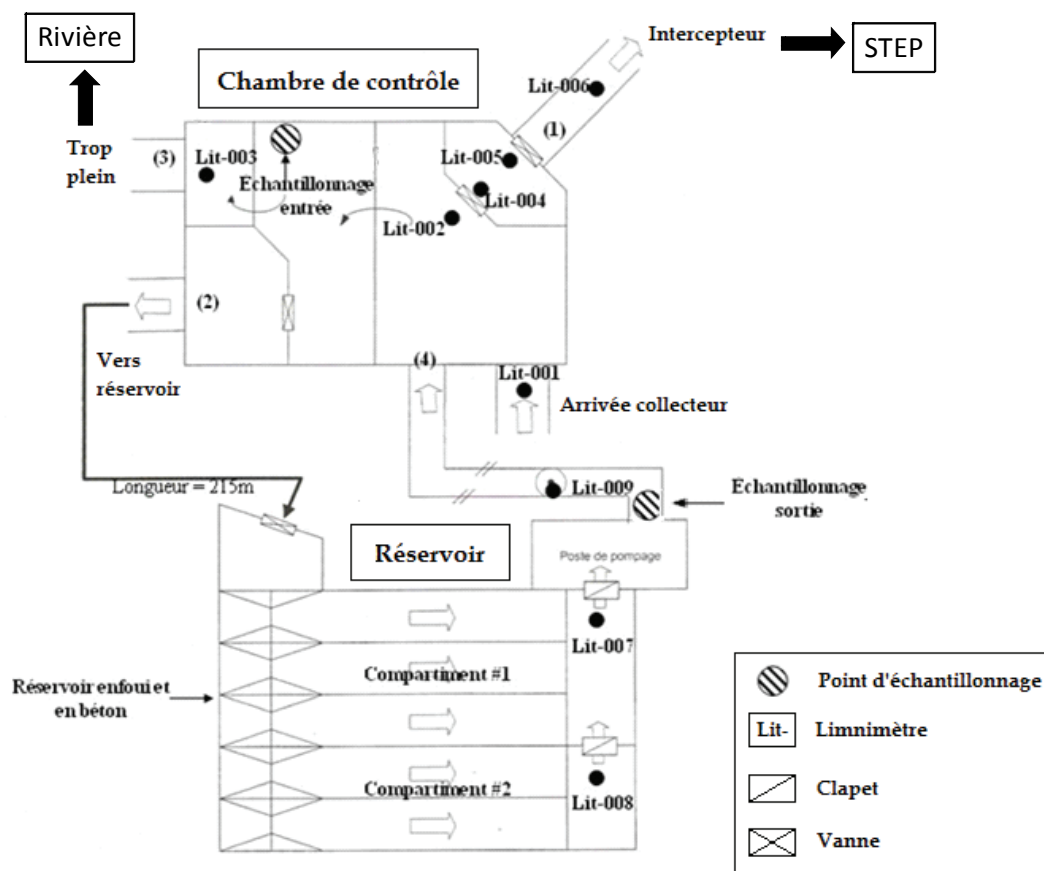


Figure 1 : Schéma de la chambre de contrôle et du réservoir

1.4 Évaluation des concentrations moyennes

Tel que mentionné précédemment, la chambre de contrôle et le réservoir possèdent un système de mesure des hauteurs d'eau permettant d'estimer tous les débits. Il est important que ces débits aient le moins d'incertitude possible, car ils ont un impact majeur sur les moyennes de concentrations par événement (EMC, Event Mean Concentration, équation 1). L'EMC, qui est égal à la masse totale de matière entraînée par l'évènement pluvieux divisée par le volume d'eau total, permet de calculer une moyenne globale par événement pondérée par la variation des débits.

$$EMC = \frac{\sum_{i=1}^N \Delta M_i}{\sum_{i=1}^N \Delta V_i} = \frac{\sum_{i=1}^N \bar{C}_i \bar{Q}_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^N \bar{Q}_i \Delta t_i} \quad \text{équation 1}$$

Les hauteurs d'eau mesurées dans les deux compartiments du réservoir ont servies à calculer la variation du volume à l'intérieur de celui-ci a, en tenant compte de sa géométrie particulière. La variation des volumes a permis de calculer les débits en entrée et en sortie de bassin.

2 RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1 Données de base

Lors de la campagne 2009, sept événements pluvieux ayant des caractéristiques pluviométriques diverses ont été analysés (tableau 1). Par exemple, la pluie du 18 juillet correspond à un orage intense avec une intensité maximale sur 5 minutes de 44 mm/h tandis que l'évènement du 27 septembre correspond à une longue pluie avec une hauteur d'eau tombée de l'ordre de 45 mm. La période de temps sec précédant la pluie, paramètre déterminant pour la qualité des eaux, a elle aussi varié passant de 6 heures à 189 heures au cours de la campagne. Les volumes d'eau emmagasinés dans le réservoir ont varié de 460 m³ (6% de sa capacité) à 7580 m³ (100% de sa capacité). Les temps de rétention associés, définis comme le temps entre la fin du remplissage et le début de la vidange, vont de 5 minutes à 240 minutes.

Date	Durée	Hauteur cumulée (mm)	Intensité max. sur 5 min. (mm/h)	Tps sec précédent la précipitation (h)	Tps de rétention dans le réservoir (min)	Volume dans le bassin (m ³)
18-juil	2h25	13,1	44,4	19	5	3100
27-juil	0h55	6	25,2	6	5	4064
17-août	0h10	2,2	25	189	10	480
18-août	01h00	7,5	21,6	19	55	2700
21-août	0h50	3	3,6	18	25	1950
23-sept	1h40	1,8	9,6	25	15	460
27-sept	25h30	45,7	16,8	90	240 et 50	7580
02-oct	10h40	0,8	1,2	8	30	4600
07-oct	18h00	23,7	10,8	34	30	6780

Tableau 1 : Caractéristiques des événements pluvieux de la campagne d'échantillonnage

2.2 Qualité de l'eau : entrée du bassin

Les eaux entrant dans le bassin de rétention ont été analysées lors de quatre événements pluvieux (tableau 2). Les concentrations moyennes par évènement ont été calculées pour les MeS, MVeS, MeS_d et la DCO. Ces moyennes varient de manière importante d'un évènement à l'autre. La pluie du 18 juillet présente les concentrations moyennes les plus élevées (353 mg/l de MeS, 171 mgO₂/l de DCO), ce qui peut s'expliquer par le fait qu'il s'agisse d'une pluie dont l'intensité est élevée. Les eaux entrant dans le réservoir durant cette pluie présentent des pics de concentrations en début d'évènement (588 mg/l de MeS, 310 mgO₂/l), ce qui est probablement dû à un effet de lessivage (« first flush »). Cet effet n'est pas visible pour toutes les pluies : les eaux entrant dans le réservoir lors des pluies du 21 et du 28 août ne présentent pas, par exemple, de pics de concentration en début d'évènement. Il est intéressant de noter également que la majeure partie des MeS est décantable (68%) et qu'une faible partie est organique (29%).

La figure 2 montre l'évolution du débit à l'entrée du bassin de rétention pendant la pluie du 27 juillet 2009. Les pics d'intensité de pluie et de débit à l'entrée du bassin sont séparés d'environ 20 minutes pour cette pluie, mais cette valeur varie d'une pluie à l'autre. L'effet de lessivage des conduites est visible sur la courbe d'évolution des concentrations, avec un pic qui précède le pic de débit à l'entrée du bassin.

temps sec	MeS		MeS _d		MVeS		DCO	
	moyenne	max	moyenne	max	moyenne	max	moyenne	max
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
temps sec	133	355	49	80	45	82	254	552
Pluie - date	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
18/07/09	353	588	305	525	99	189	171	310
27/07/09	280	624	227	552	78	161	157	315
21/08/09	123	192	82	110	n.a.	n.a.	115	238
27/09/09	32	122	n.a.	100	n.a.	n.a.	47	204

n.a. = non analysé

Tableau 2 : Qualité de l'eau : entrée du bassin

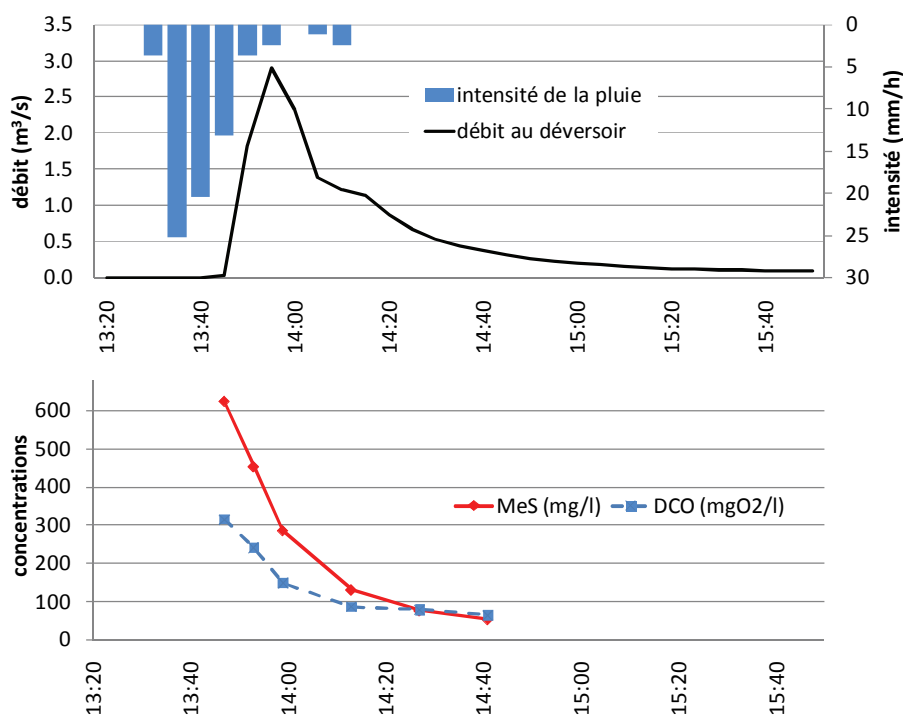


Figure 2 : Débit et concentrations en entrée du bassin : pluie du 27 juillet 2009

2.3 Qualité de l'eau : vidange

La campagne d'échantillonnage en vidange de bassin a été réalisée de sept événements pluvieux reportés au tableau 3. Celui-ci met en évidence la grande variabilité des concentrations. Généralement, la valeur maximale est relevée en début de vidange, ce qu'avaient également constaté Rondeau et al. (2008). La moyenne des MeS varie de 69 mg/l à 466 mg/l, celle de la DCO varie de 59 mgO₂/l à 138 mgO₂/l. Ces variations peuvent être expliquées par la nature de la pluie (durée, intensité, hauteur cumulée) mais aussi par le temps de rétention dans le bassin. Il est connu que le temps de stockage a une influence sur les caractéristiques des eaux emmagasinées : un temps de séjour long amenant par exemple des conditions anaérobies et le relargage, solubilisation de la matière

organique. Aires et al. (2003) ont fixé à 10 heures la limite de stockage pour éviter tout risque de fermentation ; cette valeur n'a jamais été dépassée, voire approchée, dans notre cas.

La figure 3 présente bien la tendance des charges de polluants lors de la vidange d'un bassin de rétention en réseau unitaire. En effet, deux pics de concentration sont identifiables, en début et fin de vidange. Le pic du début est causé par la mise en route des pompes, ce qui remet possiblement en suspension des matières déposées dans le puits de pompage. Le deuxième pic, est quant à lui, causé par le mécanisme de nettoyage du bassin qui s'active lorsque le bassin est presque vide. Ces deux pics correspondent à des concentrations élevées de MeS. Toutefois, le choc en MeS est de courte durée. Entre ces deux pics, la concentration des eaux vidangées est comparable à la concentration des eaux usées de temps sec au Québec, soit 70 mg/l.

	MeS		MeS _d		MVeS		DCO	
	EMC	max	EMC	max	EMC	max	EMC	max
date	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
18/07/09	69	338	46	270	21	106	59	244
27/07/09	163	1919	114	1711	54	748	136	1408
18/08/09	166	1063	108	873	48	335	138	629
21/08/09	107	191	105	109	n.a.	n.a.	97	238
27/09/09	466	5622	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
03/10/09	92	1311	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
07/10/09	73	91	35	42	n.a.	n.a.	71	98

n.a. = non analysé

Tableau 3 Qualité de l'eau : vidange du bassin

2.4 Bilans de masse

Sur les 10 pluies échantillonnées, 4 ont pu l'être entièrement, et comprennent à la fois l'entrée et la vidange de l'évènement. Des bilans de masse sur les MeS ont été effectués pour 2 de ces pluies, celles du 27 juillet et du 27 septembre. Les autres bilans de masses ne sont pas présentés ici, car l'échantillonnage n'a pas permis d'observer soit le départ de la vidange ou bien la fin de la vidange (2 moments critiques en termes de flux de matière). La méthode de calcul choisie interpole la concentration entre 2 points d'échantillonnage. Pour le 27 juillet, le bilan de masse est positif de 32 %, avec 1013 kg de MeS observés en entrée et 689 kg en sortie. Pour la pluie du 27 septembre, le bilan de masse est négatif de 30 %, avec 311 kg observés en entrée et 405 kg en sortie. Ces écarts peuvent être expliqués par des erreurs sur la méthode de calcul et les données utilisées, mais aussi par le type d'évènement précédent. En effet, une fraction de la matière provoquant le pic de MeS en début de vidange provient de la sédimentation dans la chambre de pompage des eaux de lavage de l'évènement précédent.

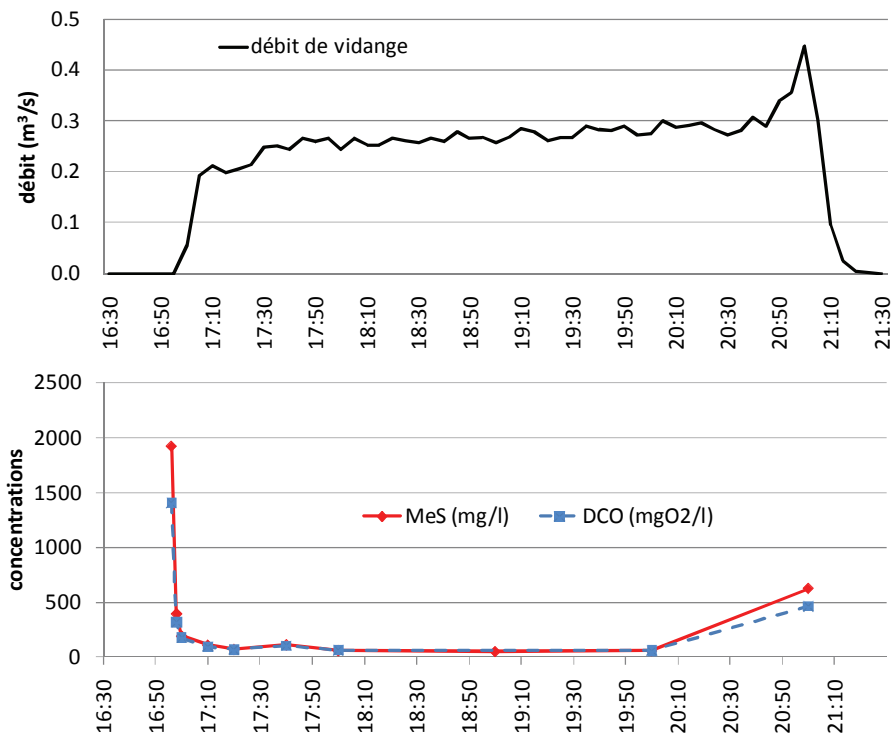


Figure 3 : Débit et concentrations à la vidange du bassin : pluie du 27 juillet 2009

2.5 Décantabilité des eaux de vidange

La décantabilité des eaux de vidange est une caractéristique importante à évaluer pour bien analyser l'impact de ces retours sur la station. Vont-elles décanter facilement dans l'unité de décantation primaire et se limiter à augmenter la quantité de boues à gérer, ou, dû à l'augmentation de débit et leur potentiel de décantabilité, se retrouver au traitement secondaire et causer un impact indésirable sur l'opération ou l'effluent?

Des analyses ViCAs ont été faites sur les trois types d'eaux de vidange, soit les eaux en début, en milieu et en fin de vidange. Les courbes de décantabilité sont montrées à la Figure 4 et comparées avec une courbe type d'eau usée de temps sec pour ce bassin versant urbain. La courbe ViCAs développée pour le temps sec (Figure 4) correspond à une courbe moyenne de dix analyses ViCAs d'échantillons de temps sec répartis tout au long de la journée et dont la concentration moyenne est de 135 mg/l. Plusieurs points ressortent de ce graphique :

- L'analyse faite sur les eaux de début et fin de vidange montre une vitesse de chute des particules élevées. Plus de 70% de la masse des particules possède une vitesse de chute supérieure à $1 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$, ce qui laisse présager que ces eaux seront éliminées en grande partie par la décantation primaire si on considère que la décantation primaire est conçue généralement pour enlever les particules dont la vitesse de décantation est de l'ordre de $1,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$ (charge superficielle de conception $40 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$).
- Les eaux du milieu de la vidange ont des caractéristiques de décantabilité à l'opposé des eaux de début et fin de vidange. Dans ce cas plus de 80% de la masse des particules possède une vitesse de décantation inférieure à $1,6 \text{ m}\cdot\text{h}^{-1}$.
- Les eaux du milieu de vidange, qui en fait représentent la majorité de la masse retournée à la station, ont une décantabilité plus faible que celle de temps sec. ce qui laisse supposer qu'une fois mélangées la résultante temps sec/eau de vidange donnera une eau dont les caractéristiques de décantabilité seront inférieures au temps sec pour des concentrations similaires, i.e. moins décantables.

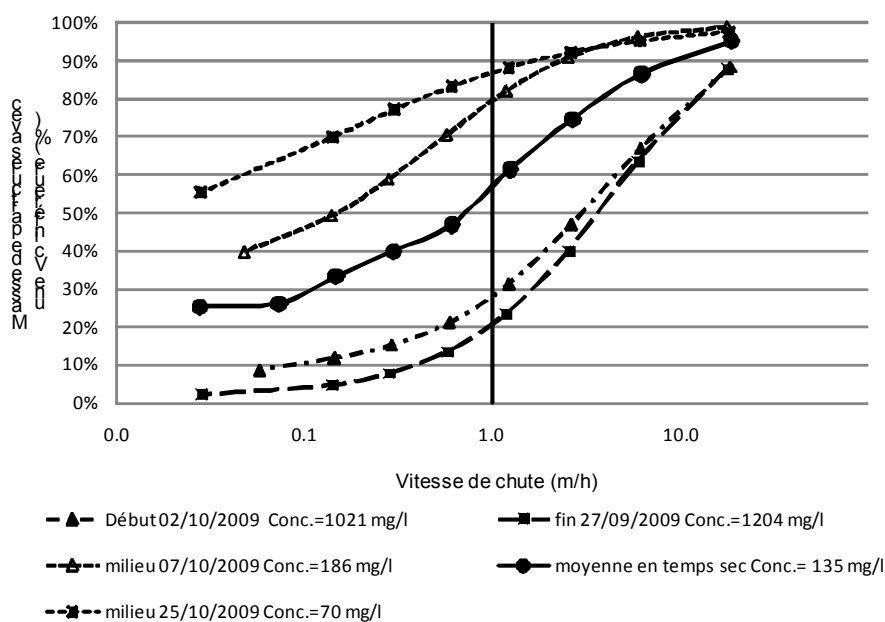


Figure 4 : Vitesse de chute des particules au cours de la vidange.

Il est clair que la décantabilité des eaux de vidange (milieu) va varier en fonction de la concentration et que pour déterminer son impact réel sur la décantabilité des eaux de temps sec, il faut si possible comparer des échantillons de même concentration, ou encore faire des expériences plus complètes sur la décantabilité du mélange eau de vidange et eau de temps sec.

CONCLUSION

La caractérisation de la vidange d'un bassin de rétention d'eaux de débordement de réseaux unitaires a été présentée. Malgré que cela doit être confirmé par des échantillonnages supplémentaires, il est intéressant de noter que les eaux de vidange, quoiqu'ayant des caractéristiques physico-chimiques (MeS et DCO) similaires aux eaux de temps sec, ont un schème de décantabilité différent. Ceci pourrait avoir des répercussions sur les impacts que peuvent avoir ces retours sur la station, et en particulier sur l'efficacité du décanteur primaire et la quantité de boues générées. Ces aspects seront analysés dans la suite du projet.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier Mme Jeanne Bavard, Mme Émilie Berrouard, M. Benjamin Bousquet, M. Philippe Carrier-Leclerc et Mme Elisabeth Vaudevire pour leur précieuse aide durant la campagne d'échantillonnage, ainsi que la Ville de Québec pour leur appui technique. Le financement de ce projet est assuré par le Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT).

BIBLIOGRAPHIE

- Aires, N., Chebbo, G., Tabuchi, J.P. et Battaglia, P. (2003). *Dépollution des effluents urbains de temps de pluie en bassins de stockage décantation*. TSM, 12, 70-86.
- Bauwens W., Vanrolleghem P.A. et Smeets M. (1996). *An evaluation of the efficiency of the combined sewer - wastewater treatment system under transient conditions*. Wat. Sci. Tech., 33(2), 199-208.
- Bertrand-Krajewski, J.L., Lefebvre, M., Lefai, B. et Audic, J.M. (1995). *Flow and pollutant measurements in a combined sewer system to operate a wastewater treatment plant and its storage tank during storm events*. Wat. Sci. Technol., 31(7), 1-12.

- Chebbo, G. et Gromaire, M.C. (2009). *VICAS—An operating protocol to measure the distributions of suspended solid settling velocities within urban drainage samples*. J. Environ. Eng. 135: 768-775.
- Lau, J., Butler, D. et Schütze, M. (2002). *Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact ?* Urban Wat., 4, 181-189.
- Lessard, P. et Beck, M.B. (1990). *Operational water quality management : control of storm sewage at a wastewater treatment plant*. Res. J. Wat. Pollut. Control Fed., 62, 810-819.
- Lindholm, O. (1985). *May retention basins have an overall negative effects ?* Vatten, 41, 214-217.
- Pleau, M., Pelletier, G., Colas, H., Lavallée, P. et R. Bonin. (2001). *Global Predictive RTC of Quebec Urban Community's Westerly Sewer Network*. Wat. Sci. Technol., 43 (7): 123-130.
- Rondeau F., Pelletier G. et Lessard P. 2008. *Gestion des eaux usées urbaines en temps de pluie: comportement d'un bassin de rétention*. Congrès annuel de la SCGC, Québec, Qc, 10-13 juin 2008.
- Seggelke, K., Rosenwinkel, K.H., Vanrolleghem, P.A. et Krebs, P. (2005). *Integrated operation of sewer system and WWTP by simulation-based control of the WWTP inflow*. Wat. Sci. Technol., 52(5), 195-203.
- Tränckner, J., Franz, T., Seggelke, K. et Krebs, P. (2007). *Integrated control of sewer and WWTP based on the assessment of treatment capacity*. In Proceedings Novatech, Lyon, France.
- Vanrolleghem, P.A., Benedetti, L. et Meirlaen, J. (2005). *Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system*. Environ. Modelling & Software, 20, 427-442.