

Suivi de la qualité des eaux unitaires à l'échelle du bassin versant urbain par la mesure en continu

■ T. MARUÉJOULS¹, D. GRANGER¹, F. AOUICHA¹, C. LAFFICHER², E. CHADOUTAUD³, N. POULY³, G. BINET¹

Mots-clefs : réseau unitaire, déversoir d'orage, mesure en continu, qualité des eaux usées, flux de polluants déversés

Keywords: combined sewer, CSO, continuous measurement, wastewater quality, released pollutant fluxes

Introduction

Les milieux récepteurs sont soumis à des pollutions croissantes par des macropolluants constituant un défi environnemental majeur à relever pour les collectivités. L'arrêté du 21 juillet 2015 [JORF, 2015], relatif aux systèmes d'assainissement collectifs et aux installations non collectives, vient renforcer le cadre législatif visant à suivre et à limiter les flux de pollution par les rejets urbains en temps de pluie (RUTP). Ce nouvel arrêté introduit la possibilité d'utiliser des critères de qualité des eaux rejetées au milieu récepteur pour évaluer la conformité des réseaux. Selon l'arrêté, le maître d'ouvrage doit proposer un critère de conformité parmi les trois suivants :

- les rejets par temps de pluie représentent moins de 5 % des volumes d'eaux usées produits par l'agglomération d'assainissement durant l'année ;
- les rejets par temps de pluie représentent moins de 5 % des flux de pollution produits par l'agglomération d'assainissement durant l'année ;
- moins de 20 jours de déversement ont été constatés durant l'année au niveau de chaque déversoir d'orage soumis à autosurveillance réglementaire.

Le projet QualiDO, financé grâce au programme d'innovation de Bordeaux Métropole, a pour objectif

l'évaluation quantitative et qualitative des rejets non traités à l'échelle du bassin versant Louis Fargue (Bordeaux) sur une base spatiale et temporelle en vue d'un pilotage du réseau à partir des mesures en continu de la qualité des eaux. Selon le type et le lieu d'installation des équipements, le signal récupéré des capteurs nécessite un traitement afin d'écartier ou remplacer les valeurs bruitées, erronées ou bien manquantes [LACOUR, 2009 ; ALFERES *et al.*, 2012]. Le guide de l'ONEMA [2015] rapporte que la méthode « classique » par échantillonnage manuel et utilisation d'une moyenne événementielle de concentration peut mener à une incertitude d'environ 50 % alors que la méthode utilisant la mesure en continu de la turbidité peut réduire l'incertitude sur les calculs de flux à 20 % après avoir étalonné les sondes à l'aide d'échantillons prélevés localement.

Les collectivités peinent encore à équiper leurs réseaux d'assainissement de capteurs de mesure qualité pour suivre en continu les RUTP. Un des obstacles à ce développement est notamment une maîtrise trop rare de ces techniques par les opérateurs et un déficit de confiance des décideurs accordé à la réelle valeur ajoutée des capteurs en ligne.

L'objectif de l'étude est de présenter le système d'installation des capteurs, les algorithmes de traitement des données et les calculs de flux sur plusieurs points de mesure des RUTP du réseau d'assainissement de Bordeaux Métropole (BM). Ces résultats sont enfin comparés avec les méthodes plus communément utilisées : estimation des rejets *via* le volume et estimation des rejets *via* un échantillonnage manuel.

¹ LyRE, Suez Eau France – Domaine du Haut-Carré – 43, rue Pierre-Noailles, Bât. C4, 2^e étage – 33400 Talence. Courriel : Thibaud.Maruejouls@suez.com

² SGAC, Société de gestion de l'assainissement de Bordeaux Métropole – 88, cours Louis-Fargue – CS 10070 – 33070 Bordeaux cedex.

³ Bordeaux Métropole – Tour Aquitaine – rue du Corps-Franc-Pommiès – 33000 Bordeaux.

1. Matériels et méthodes

1.1. Cas d'étude

Le réseau d'assainissement de BM draine les effluents résiduaires de 28 communes membres via 4 189 km de réseau dont 19 % de réseaux unitaires, 44 % de réseau d'eaux usées et 37 % de réseau pluvial. Un total de six stations de traitement d'eaux usées d'une capacité totale de 1 156 000 équivalent-habitant (EH) traitent les eaux usées urbaines de BM. Les bassins versants de Louis Fargue et de Clos de Hilde représentent 73 % de la charge totale d'eaux usées de BM. L'étude se concentre exclusivement sur le bassin versant de Louis Fargue constituant le centre historique de Bordeaux. Il comporte 1340 km de canalisation sur une superficie totale de 7 700 ha. Le réseau est constitué majoritairement de conduites unitaires, pour sa partie aval, alors que les développements les plus récents en périphérie sont de type séparatif. Au final, la station de traitement des eaux usées (STEU) d'une capacité de 400 000 EH reçoit environ 80 % des eaux usées et pluviales produites par le bassin versant (figure 1). Le système est aussi équipé de 16 bassins de rétention dont neuf (785 000 m³) sont à ciel ouvert et sept (234 000 m³) sont enterrés.

Sur les six déversoirs d'orage du bassin versant, cinq ont la Garonne pour exutoire et quatre ont été équipés de capteurs pour la mesure de la qualité des eaux. Ces quatre déversoirs d'orage représentent 90 % des

volumes déversés du bassin versant Louis Fargue. Les déversoirs équipés sont, du sud vers le nord, Peugue, Naujac, Caudéran-Naujac et Lauzun (figure 1).

1.2. Installations des sondes de qualité des eaux

Les quatre sites ont les mêmes équipements et comprennent une sonde de turbidité munie d'un système de nettoyage automatique Hydro-Wiper (ODEON x PONSEL), une sonde de conductivité/température (C4E ODEON), un enregistreur (Ijinus) équipé de GSM pour l'envoi quotidien des mesures vers une base de données. Ces sondes sont toutes situées en dessous du niveau minimal de temps sec, sauf pour le site de Caudéran-Naujac où seules les eaux de temps de pluie peuvent être mesurées. Des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées en temps de pluie pour établir les sondes à partir d'échantillons prélevés sur chaque site. Les sondes sont opérationnelles depuis janvier 2015 et collectent des données à un pas de temps de 5 minutes.

Les sites de mesures ont été conçus sur le même principe en vue de :

- minimiser les risques de colmatage et de casse grâce à l'utilisation d'un support de sondes en PVC ou en Inox selon la taille et le poids des sondes (figure 2a). Le support est inséré dans un fourreau en PVC allant de la surface (bouche d'égout) jusque dans l'effluent (figure 2b) ;

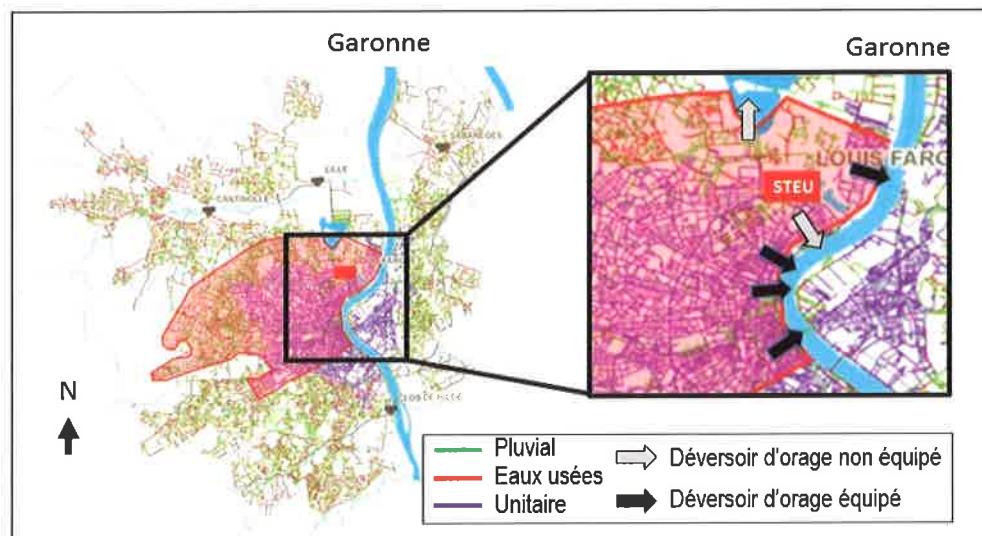


Figure 1. Bassin versant de Louis Fargue situé sur le périmètre de Bordeaux Métropole délimité en rouge, la Garonne traversant la ville en bleu et recevant les rejets urbains en temps de pluie (RUTP) et les rejets de la station de traitement des eaux usées (STEU) Louis Fargue identifiée par un rectangle rouge

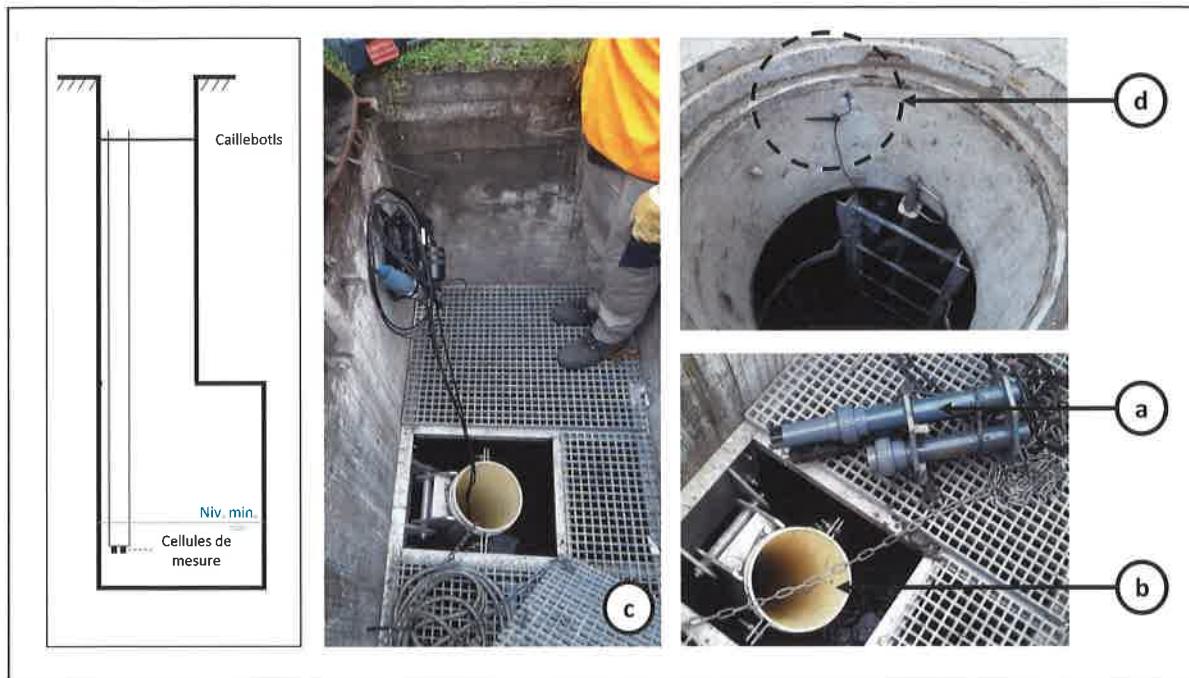


Figure 2. Systèmes d'installation des sondes (§1.2. pour explication)

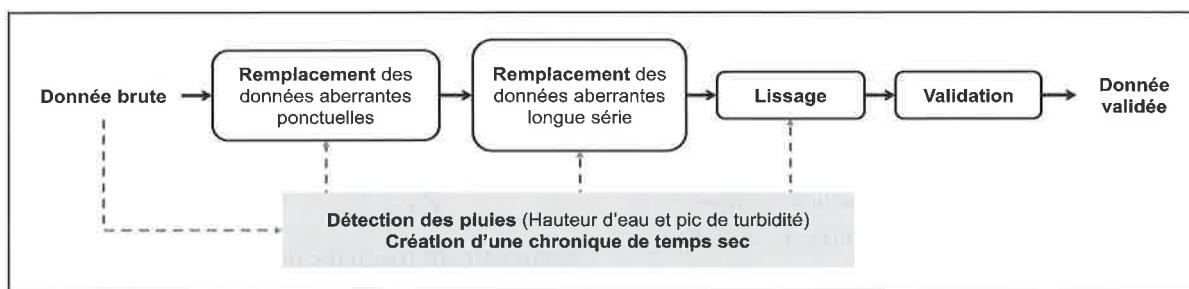


Figure 3. Chaîne de traitement qui compose l'outil de validation des données

- permettre la maintenance par un seul opérateur, c'est-à-dire sans avoir besoin de descendre dans le réseau, à l'aide d'une chaîne attachée de la surface au support (figure 2c) ;
- rapatrier les mesures quotidiennement en plaçant une antenne proche de la surface, décalée du tampon afin d'éviter que la fonte ne perturbe la communication (figure 2d).

1.3. Traitement des données

Un traitement est appliqué aux données brutes de turbidité afin d'écartier et éventuellement remplacer les valeurs non représentatives des phénomènes naturels (bruit, données manquantes, aberrantes, dérive...). L'algorithme de traitement des données a été développé sur Python 2.7 dans l'environnement de

développement intégré IDLE. Il est composé d'une série de routines réalisant les différentes tâches illustrées dans le schéma de la figure 3.

Dans un premier temps, une chronique de temps sec est créée à partir des données brutes (encadré gris de la figure 3). Cette chronique de synthèse permet de reconstruire les périodes de temps sec où les données sont identifiées comme aberrantes ou simplement manquantes sur de longues périodes (longue série sur la figure 3). La chronique prend en compte la variabilité saisonnière des débits et des concentrations qui est, entre autres, fonction des débits d'infiltration d'eaux claires parasites dans les réseaux (exemple : différence été/hiver). Un coefficient de variation $CV(t) = \bar{y}_{10}(t) / \bar{y}$ est calculé sur la chronique de

données brutes avec $\bar{y}_{10}(t)$ la moyenne glissante sur 10 jours à l'instant t et \bar{y} la moyenne arithmétique annuelle. Ensuite, une chronique journalière typique $NTU_{typ}(t)$ de moyenne égale à $\bar{y}(t)$ est sélectionnée pour calculer la chronique finale $NTU_f(t)$ sur toute la période d'analyse $NTU_{typ}(t) \cdot CV(t) = NTU_f(t)$. Le résultat est illustré sur la figure 4 où les données en orange (clair) présentent le résultat de la chronique de temps sec synthétisée.

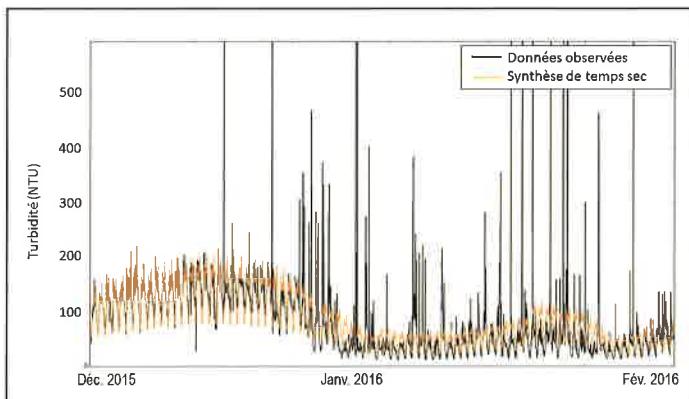


Figure 4. Comparaison de la chronique de turbidité de temps sec synthétique avec la chronique de turbidité observée. La saisonnalité est bien reproduite par la chronique synthétique

Pour les données aberrantes ponctuelles (figure 3), la méthodologie appliquée est inspirée de ALFERES et coll. [2012]. Un modèle de lissage du troisième ordre est utilisé pour recalculer chaque valeur mesurée (équations 1 à 4). Le modèle de lissage du troisième ordre utilisé ici est celui de Holt Winter selon la méthode additive [TRATAR, 2013] qui est largement utilisé en prévision de données économiques qui contiennent une saisonnalité et des tendances variables.

$$a_t = \alpha(x_t - s_{t-p}) + (1 - \alpha)(a_{t-1} + b_{t-1}) \quad [\text{Équation 1}]$$

$$b_t = \beta(a_t - a_{t-1}) + (1 - \beta)b_{t-1} \quad [\text{Équation 2}]$$

$$s_t = \gamma(x_t - a_t) + (1 - \gamma)s_{t-p} \quad [\text{Équation 3}]$$

$$y_{t+1} = a_t + b_t + s_{t-p} \quad [\text{Équation 4}]$$

Où x_t est la turbidité mesurée, y_{t+1} la turbidité calculée, a le lissage de la valeur mesurée, b l'estimation de la tendance, s l'estimation de la saisonnalité, p la période et α , β , γ des constantes de lissage appartenant à $]0;1[$.

La valeur recalculée y_t est comparée à celle mesurée x_t pour évaluer l'erreur $e_t = x_t - y_t$. L'estimation de la variance de l'erreur de prédition σ_e^2 donnée par l'équation $\sigma_e(t) = 1,25\widehat{\Delta}(t)$ est ensuite calculée où $\widehat{\Delta}$ représente la moyenne des écarts types donnée par la formule suivante : $\widehat{\Delta}(t) = \delta|e(t)| + (1 - \delta)\widehat{\Delta}(t-1)$ où le facteur δ représente le paramètre de lissage. L'intervalle de confiance est alors défini en additionnant l'estimation de l'écart type de l'erreur de prédition à la valeur prédictive, ce qui donne : $y_{lim}(t) = y(t) \pm K\sigma_e(t)$. Le facteur multiplicateur K est à ajuster, il permet de restreindre l'intervalle de confiance ou de l'augmenter. Par la suite, le prétraitement est fait selon un tri : si la valeur mesurée est comprise dans l'intervalle de confiance, elle est gardée, sinon elle sera remplacée par la valeur calculée.

Un lissage final (figure 3), proposé par LACOUR [2009], est réalisé à l'aide d'une moyenne pondérée exponentiellement (équation 5). Où $\widetilde{y}(t)$ est la valeur lissée, $y(t)$ la valeur issue du traitement précédent, n la fenêtre de la moyenne glissante exponentiellement pondérée et θ le coefficient de pondération.

$$\widetilde{y}(t) = \frac{\sum_{i=0}^n (e^{-\theta \cdot y(t)}) \cdot y(t)}{\sum_{i=0}^n (e^{-\theta \cdot y(t)})} \quad [\text{Équation 5}]$$

Le modèle du troisième ordre et ce dernier lissage comportent des paramètres de calage permettant d'ajuster la tolérance de l'algorithme aux données observées éloignées des moyennes. Pour améliorer le traitement, ces paramètres peuvent prendre différentes valeurs selon que des conditions de temps de pluie ont été détectées ou non (critères basés sur la hauteur d'eau et la turbidité). Le modèle est ainsi moins restrictif en temps de pluie qu'en temps sec. De même que précédemment, la taille de la fenêtre et le coefficient de pondération peuvent prendre différentes valeurs selon que des conditions de temps de pluie ont été détectées ou non.

Enfin, en vue d'écartier les données faisant apparaître une erreur de biais (pouvant être issue de la formation d'un biofilm obstruant lentement la fenêtre de mesure), les données sont validées ou invalidées sur la base d'un seuil de turbidité appliquée à une moyenne glissante de la turbidité sur 24 heures (figure 3).

1.4. Calibration des sondes

Les sondes sont calibrées à partir d'échantillons collectés en temps de pluie selon un protocole précis basé sur le prélèvement d'échantillons ponctuels d'1 L à pas de temps variable prédéterminé allant de 2 minutes à 2 heures. Le protocole vise à capturer la plus grande gamme de concentrations possibles à l'intérieur d'un événement. Environ neuf échantillons par événement et par point sont prélevés et analysés en matières en suspension (MES) dans un laboratoire spécialisé certifié par le Comité français d'accréditation (Cofrac) selon la norme 17025 : « NF EN ISO CEI 17025 - Exigences labo étalon et essais ». Les échantillons sont prélevés à l'aide d'un échantillonneur automatique déclenché sur dépassement de seuil de niveau d'eau dans le collecteur et dont le tuyau de prélèvement se situe à proximité des fenêtres des sondes de mesure. Les neuf échantillons sont prélevés à un pas de temps variable prédefini allant de 2 minutes à 2 heures.

1.5. Méthodes de calcul de flux

Les flux ont été calculés selon deux méthodes distinctes et les résultats ont ensuite été comparés entre eux. La première méthode dite « classique » est fondée sur la concentration moyenne événementielle issue d'un échantillonnage manuel composite, la seconde méthode est basée sur la mesure en continu des MES issue de la turbidité (figure 4). Les méthodes sont présentées ci-dessous.

Méthode « classique » par concentration moyenne (Cm_i) composite événementielle pour chaque déversoir d'orage DO(i) : des campagnes d'échantillonnage ont été réalisées sur chaque déversoir de l'étude

durant 5 ans à raison de deux prélèvements par an. Ces échantillonnages consistent en un seul prélèvement composite (asservi au débit) qui a été analysé en laboratoire pour les MES. La moyenne de ces concentrations (dix par DO) permet de calculer la valeur Cm_i de chaque DO sur 5 ans.

Méthode par concentration en continu issue de la turbidité : selon la méthodologie expliquée précédemment, les sondes de turbidité sont calibrées pour corrélérer le signal de turbidité aux MES. Des valeurs de concentrations MES sont ainsi disponibles au pas de temps 5 minutes.

Comme illustré sur la figure 5, ces valeurs de concentrations sont multipliées par le débit au pas de temps 5 minutes pour calculer les flux de MES événementiels.

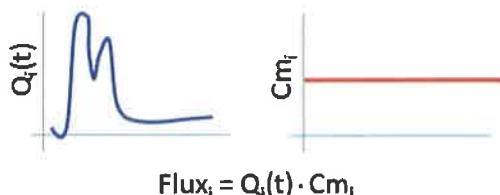
2. Résultats et discussion

2.1. Données collectées et calibration des sondes

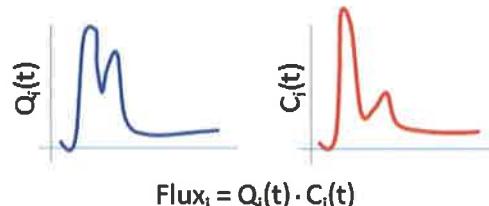
2.1.1. Données collectées

Un an et demi d'exploitation permet de dire que l'insertion des sondes dans un fourreau de protection minimise fortement le risque d'encrassement par déchets flottants de type lingette ou filasse. Leur entretien est réalisé seulement une fois par mois alors que l'ONEMA [2015] préconise une intervention deux fois par mois. Cet entretien permet d'obtenir un jeu de données exploitable pour les calculs de flux. Si la base de données comprend au total la période de janvier 2015 à novembre 2016, pour diverses raisons, toutes les données ne peuvent être utilisées dans cette étude, car seules les chroniques de novembre 2015 à juin 2016 sont complètes pour les quatre sites de mesure. Au final, la chronique comporte un total de 52 événements identifiés qui ont déversé pour les

Méthode de calcul des flux par la concentration moyenne (Cm_i) événementielle



Méthode de calcul des flux par la mesure en continu



$Q_i(t)$: débit au pas de temps 5 minutes par DO(i) ; Cm_i : concentration moyenne événementielle issue d'échantillonnage ponctuel composite par DO(i) ; $C_i(t)$: concentration issue de la mesure en continu au pas de temps 5 minutes par DO(i).

Figure 5. Schéma explicatif des deux méthodes de calcul de flux comparées, à gauche la méthode « classique », à droite la méthode par la mesure en continu

sites ayant le plus de déversement. Les caractéristiques pluviométriques des événements sont synthétisées dans le *tableau I*.

	Cumul (mm)	Intensité 5 min (mm/h)	Durée (minutes)
Moyenne	12,3	11,6	679,0
Min/Max	2 - 39,5	0,48 - 43,0	80 - 3175
Médiane	10,8	12,5	505,0

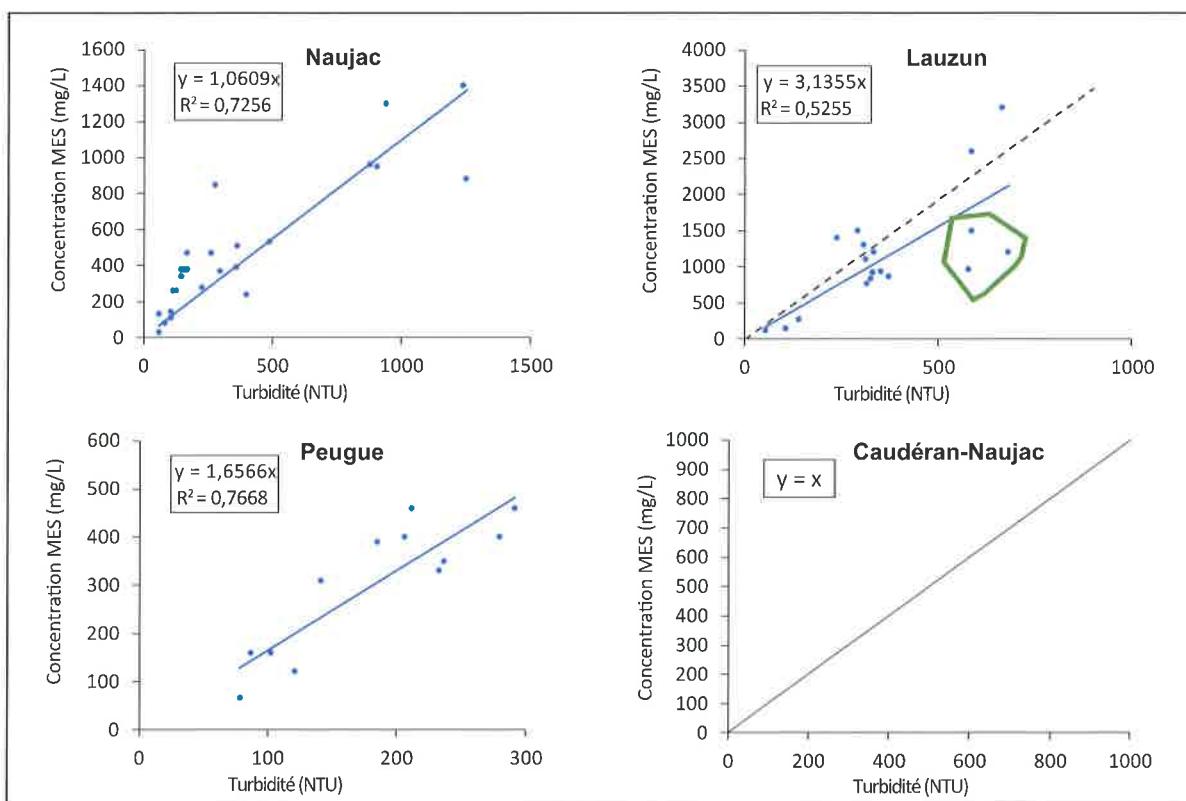
Tableau I. Synthèse des caractéristiques de pluies des événements de déversement utilisés pour les calculs

2.1.2. Calibration des sondes

En raison de divers problèmes d'échantillonnage liés aux batteries des échantilleurs, à des mauvais positionnements des tuyaux de prélèvement, à des défaillances de l'enregistreur, les données recueillies aujourd'hui ne permettent pas de réaliser une calibration complète pour toutes les sondes de turbidité. En effet, CARADOT et coll. [2014] suggèrent d'obtenir de 15 à 20 échantillons locaux pour réaliser des corrélations MES/turbidité avec une erreur de mesure

minimale. Ainsi, dans les résultats présentés, les sondes de Peugue, Naujac et Lauzun ont été calibrées avec des données locales avec respectivement : deux, quatre et deux événements échantillonnés pour 12, 34 et 18 échantillons analysés. La sonde de Caudéran-Naujac n'a pu être corrélée à des données locales, faute d'échantillons (figure 6).

La corrélation pour le déversoir de Naujac donne un coefficient de régression (R^2) de 0,72, ce qui est satisfaisant et tend à prouver que la corrélation est bien fondée. La pente de 1,0609 est proche de 1, c'est aussi ce qui est généralement observé selon LACOUR [2009]. En ce qui concerne le site de Lauzun, la pente de la régression est très différente de Naujac : 3,1355. En effet, plus de 50 % des échantillons observés présentent des concentrations en MES supérieures à 1 000 g/m³. Le site est caractérisé par la présence d'un dessableur en ligne à l'amont du déversoir pouvant possiblement remobiliser lors d'événements pluvieux de la MES auparavant captée en temps sec. Cette caractéristique pourrait être à l'origine d'un coefficient de régression plus faible ($R^2 = 0,5255$). Cette faible corrélation pourrait être liée aux erreurs de ma-



MES : Matières en suspension.

Figure 6. Courbes de calibration pour les déversoirs de Naujac, de Lauzun, du Peugue et de Caudéran-Naujac. Concernant Lauzun, la droite en pointillé correspond à une corrélation sans les points encerclés en vert (valeur basse : $y = 3,8553x$, $R^2 = 0,7893$)

nipulations lors des sous-échantillonnages réalisés pour les analyses en laboratoire. En effet, il s'est révélé difficile de réaliser le sous-échantillonnage de manière précise, car une sédimentation extrêmement rapide avait lieu dans les bouteilles de prélèvement. Afin de considérer l'impact de la corrélation, un calcul de flux supplémentaire a été réalisé avec un coefficient de corrélation correspondant à une valeur faible (corrélation en pointillé sur la *figure 6*). Cette courbe a été obtenue en enlevant respectivement les trois points encerclés en vert correspondant à un R^2 de 0,7893 et une pente de 3,8553. Enfin, les prélèvements réalisés pour le Peugue révèlent une pente de 1,6566 pour un R^2 de 0,7668.

Concernant la sonde de Caudéran-Naujac, la base de données de calibration n'est pas assez importante pour établir des corrélations intéressantes. Pour ce site, et afin de pouvoir réaliser les calculs de flux, une corrélation de pente égale à 1 a été utilisée, comme suggéré par LACOUR [2009] en cas d'absence de données.

2.2. Traitement des données

La *figure 7* illustre le résultat du traitement des données de turbidité pour le site du Peugue. Les données brutes montrent des valeurs pouvant régulièrement atteindre les 10 000 NTU, or le guide de l'ONEMA [2015] précise que les valeurs typiques de NTU dépassent rarement les 1 000 NTU. Ces données extrêmes sont par conséquent identifiées comme aberrantes par le modèle. En effet, les trois cadres bleus mettent en avant des périodes comprenant de fortes valeurs de turbidité bien qu'aucun événement pluvieux ne soit observé. Ces données sont invalidées puis remplacées pour donner le jeu de données finales en rouge. Il apparaît clairement sur la *figure 7* qu'un traitement des données est nécessaire pour pouvoir les exploiter.

La *figure 8* présente un exemple des données obtenues après traitement pour la turbidité de chacun des quatre déversoirs. Pour certaines chroniques, les valeurs de turbidité dépassent rarement les 800 NTU, mais peuvent atteindre 3 000 NTU pour d'autres chroniques. Le modèle semble retirer correctement les données ponctuelles élevées en temps sec pour ne garder que les données de temps de pluie élevées. Les données des deux sites du Peugue et de Naujac montrent des cycles journaliers clairs comportant deux pics de jour et de faibles valeurs de nuit. Le fait que les données du déversoir de Lauzun ne fassent pas clairement apparaître ce cycle journalier dépend certainement des caractéristiques structurelles du site. En effet, les eaux de temps sec sont pompées vers la station de traitement en fonction de la hauteur d'eau dans la canalisation d'arrivée ayant pour résultat la modification du profil de débits par le marnage. Le site de Caudéran-Naujac ne mesure des données qu'en temps de pluie, lorsque le niveau dans le collecteur est suffisant pour atteindre les sondes (qui sont hors d'eau). De plus, les valeurs de turbidité semblent relativement faibles à côté des autres sites. Mais aucune conclusion ne peut être tirée sans avoir obtenu de mesures locales pour la calibration.

2.3. Calculs de flux de MES déversés

Le *tableau II* reporte les moyennes de MES calculées à partir des résultats des 5 années de mesures comprises manuelles et les moyennes de concentrations calculées à partir des mesures en continu. Les résultats suggèrent que la méthode classique surestime ou sous-estime les concentrations moyennes certainement en raison du caractère aléatoire du protocole d'échantillonnage. Sur le déversoir du Peugue, la concentration par la méthode classique semble surestimer la valeur d'environ 40 % tandis que sur

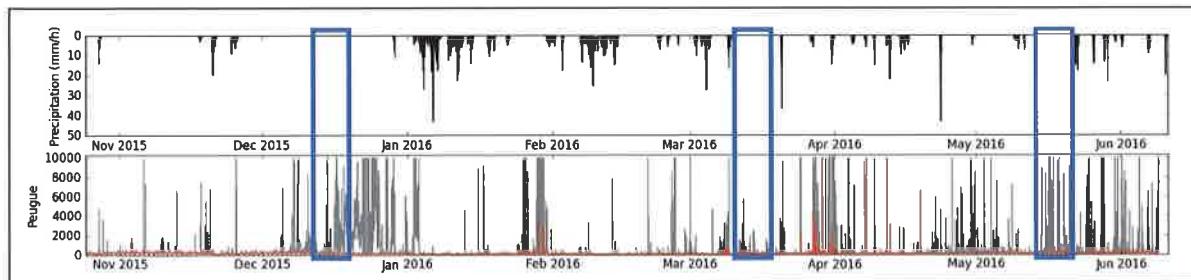


Figure 7. Résultat du traitement des données de turbidité pour le déversoir du Peugue. Le graphique du haut représente l'intensité des précipitations sur 15 minutes. Le graphique du bas présente les données de turbidité brutes (en gris) et traitées (en rouge)

Lauzun, elle semble sous-estimer les concentrations moyennes d'environ 362 %. Les valeurs de concentration faible du Peugue pourraient être expliquées par le fait que le collecteur draine un ruisseau portant le même nom de Peugue.

Des calculs de flux ont été réalisés sur la période d'octobre 2015 à juin 2016 selon les deux méthodes (classique et mesure en continu). Les résultats sont illustrés dans la figure 9. Ils montrent qu'en matière de volume, le plus gros contributeur est clairement le déversoir du Peugue avec 3,3 Mm³ représentant 51 % des rejets totaux. Ce résultat s'explique du fait que le collecteur du Peugue draine un ruisseau du même nom, alimentant fortement le débit du collecteur en temps de pluie. Caudéran-Naujac et Lauzun ne contribuent qu'à hauteur de 10 % chacun, respectivement 0,70 et 0,65 Mm³. Un opérateur n'ayant aucune mesure de qualité se basera donc sur ce résultat pour prendre des décisions visant à diminuer

les RUTP (stratégie de gestion, développement de nouvelles infrastructures...).

Pour ce qui est des calculs de flux, la méthode « classique » donne des valeurs de contribution légèrement différentes des contributions en volume, mais les ordres de grandeurs restent assez similaires. Cependant, il est à noter que la contribution du déversoir de Naujac passe de 29 % en volume à 18 % (262 tonnes) en masse de MES.

Quand on compare les flux calculés selon l'une ou l'autre méthode, il apparaît que les masses totales déversées passent de 1 675 tonnes avec la méthode « classique » à 1 503 tonnes avec la mesure en continu, soit un écart de 10 %. Les contributions de Naujac et de Caudéran-Naujac quant à elles ne varient presque pas, respectivement 18 % à 19 % et 15 % à 17 %.

Les différences sont beaucoup plus marquées pour les déversoirs du Peugue et de Lauzun. En effet, la masse déversée calculée par la méthode classique

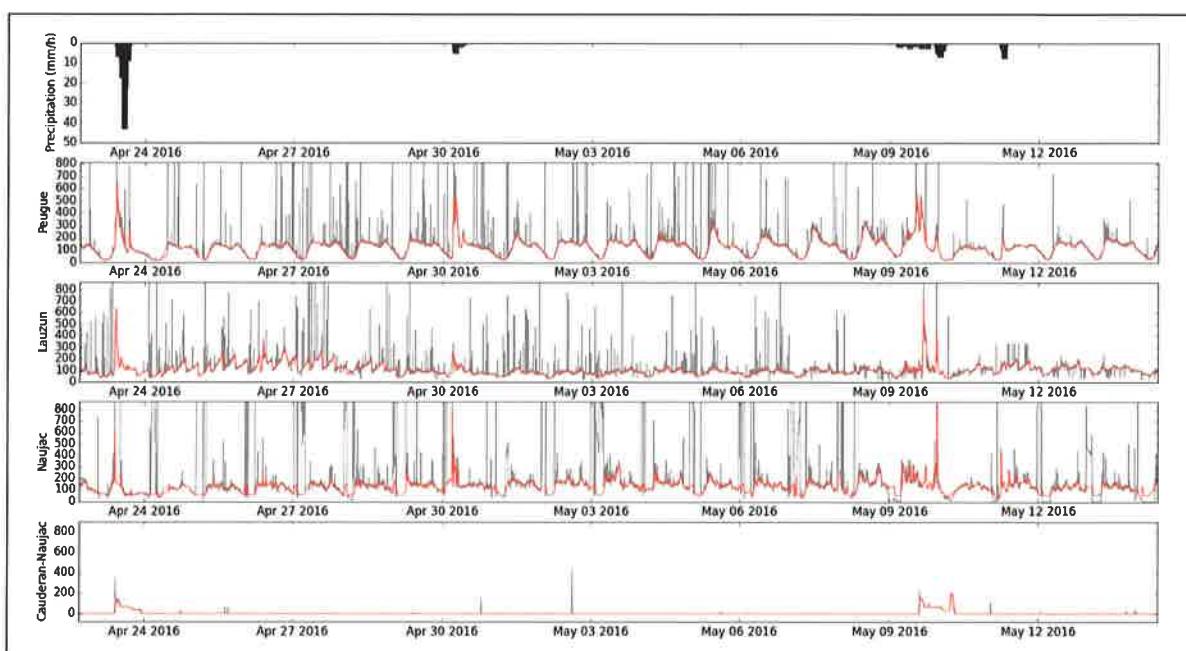
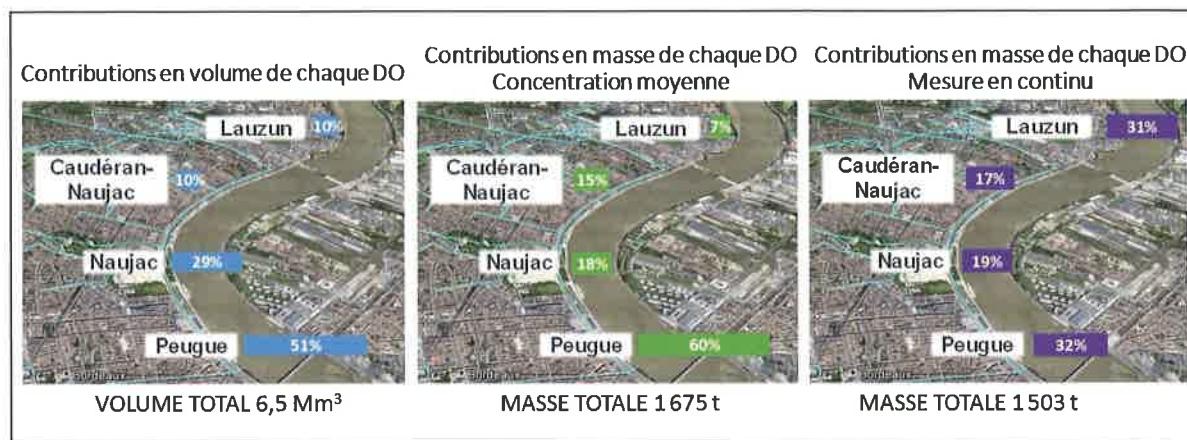


Figure 8. Comparaison des valeurs de turbidité (exprimée en NTU) mesurées sur les quatre déversoirs d'orage pour la période du 23 avril au 13 mai 2016. En gris les données brutes et en rouge les données traitées

	Peugue	Naujac	Caudéran-Naujac	Lauzun
Concentration moy. classique (g/m³)	303	165	363	179
Concentration moy. mesure en continu (g/m³)	183	168	338	828
Écart	-40 %	-2 %	-7 %	+362 %

Tableau II. Comparaison des concentrations moyennes de matières en suspension issues d'échantillons composites (méthode classique) avec des concentrations moyennes issues des mesures en continu



Source carte : Google.

Figure 9. Comparaison des contributions de chaque déversoir (DO) sur une période de 8 mois en matière de volume (à gauche), de flux calculé par la méthode « classique » (au centre) et de flux calculé par la mesure en continu (à droite)

donne environ 1000 tonnes de MES déversées pour le Peugue, soit une contribution de 60%, et passe à 497 tonnes soit, une contribution de 33% avec la méthode par mesure en continu. Pour Lauzun, la différence est inverse, et passe de 117 tonnes pour la méthode classique à 451 tonnes pour la méthode par mesure en continu. Par conséquent, la contribution passe de 7% des masses totales déversées à 33%.

Concernant Lauzun, selon la pente de corrélation identifiée sur la figure 6 (en enlevant les trois points en vert), les calculs d'apports massiques donnent respectivement 510 tonnes faisant varier la contribution de Lauzun de 30 à 33% et celles du Peugue de 33% à 32%, renforçant ainsi la tendance observée. Au final, l'impact semble faible au regard des calculs de contributions et flux globaux.

Les résultats de l'étude montrent qu'un suivi en continu de la pollution en réseau d'assainissement peut apporter un nouvel éclairage sur son fonctionnement qualitatif à l'échelle d'un bassin versant urbain. Ces informations peuvent se révéler importantes lors de la prise de décisions soit de stratégie de gestion du réseau d'assainissement, soit de développement de nouvelles infrastructures. En effet, dans le cas où les décideurs souhaiteraient réduire les flux de polluants des RUTP, la vision purement hydraulique où l'approche « classique » du calcul des flux pousserait à orienter des efforts sur le déversoir du Peugue qui, dans ce cas, serait le plus gros contributeur en volume comme en masse de MES. Les nouveaux éléments (et résultats préliminaires du projet qui doivent encore être confirmés) ap-

portés par la mesure en continu laissent penser que des efforts concentrés sur le déversoir de Lauzun seraient à considérer sérieusement puisque 30% de la masse déversée passe en seulement 10% du volume alors que la même masse est diluée dans 51% du volume au niveau du déversoir du Peugue.

Conclusions

Une méthodologie d'évaluation des flux massiques rejetés à l'environnement en temps de pluie basée sur la mesure en continu a été développée et comparée avec les flux massiques évalués par une méthode plus classique basée sur l'échantillonnage manuel composite et la concentration moyenne événementielle. Les résultats montrent des différences de flux de MES globaux déversés de 10% entre les deux méthodes et apportent une vision des contributions de chaque déversoir différente. Ces premiers résultats du projet montrent la pertinence de l'utilisation de la mesure en continu de la qualité en réseau unitaire pour mieux comprendre le fonctionnement d'un système d'assainissement et pour aider à prendre des décisions de gestion du réseau ou de développement d'infrastructure de façon plus éclairée. De plus, ces résultats peuvent avoir un intérêt non négligeable au regard du calcul de conformité issu du nouvel arrêté du 21 juillet 2015.

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Bordeaux Métropole et la Société de gestion de l'assainissement de Bordeaux Métropole (SGAC) pour le soutien financier et technique.

Bibliographie

- ALFERES J., POIRIER P., VANROLLEGHEM P.A. (2012) : « Efficient data quality evaluation in automated water quality measurement stations ». In : *International Environmental Modelling and Software Society (iEMSs)*. 2012, Leipzig, Germany.
- CARADOT N., SONNENBERG H., ROUAULT P., GRUBER G., HOFER T., TORRES A., et al. (2014) : « Influence of local calibration on the quality of online wet weather discharge monitoring: feedback from five international case studies ». In : *13th International Conference on Urban Drainage* ; 7-12 septembre 2014, Sarawak, Malaisie.
- JORF, Journal officiel de la République française (2015) : Arrêté du 21 juillet 2015 relatif aux systèmes d'assainissement collectif et aux installations d'assainissement non collectif, à l'exception des installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO₅. Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, 25 p.
- LACOUR C. (2009) : *Apport de la mesure en continu pour la gestion de la qualité des effluents en temps de pluie en réseau d'assainissement* [thèse]. Paris : École doctorale Ville et environnement de l'université de Paris-Est. 331 p.
- ONEMA (2015) : *Guide technique sur le mesurage de la turbidité dans les réseaux d'assainissement*. Office national de l'eau et des milieux aquatiques. France.
- TRATAR L.F. (2013) : « Improved Holt-Winters method: A case of overnight stays of tourists in Republic of Slovenia ». *Economic and Business Review* ; 16(1) : 5-17.

T. MARUÉJOULS, D. GRANGER, F. AOUICHA, C. LAFFICHER, E. CHADOUTAUD, N. POULY, G. BINET Suivi de la qualité des eaux unitaires à l'échelle du bassin versant urbain par la mesure en continu

Les quatre déversoirs d'orage les plus importants du réseau unitaire du bassin versant historique de Bordeaux Métropole ont été équipés avec des capteurs de turbidité. Le principe d'installation des capteurs permettant de minimiser l'entretien similaire sur chaque point est présenté. Les sondes ont été calibrées, et des données collectées sur 8 mois ont été traitées puis validées par des algorithmes mathématiques. Des calculs de flux et de contributions de chacun des déversoirs au rejet au milieu récepteur ont été réalisés. Les résultats de calculs de contribution de chaque déversoir ont été comparés entre : 1) le volume, 2) la masse rejetée calculée par

la méthode « classique » basée sur un échantillonnage manuel composite et l'utilisation d'une concentration moyenne événementielle, et 3) les concentrations en matières en suspension issues de mesures en continu. Les résultats ont montré une différence de 10% de masse totale déversée entre les méthodes 2 et 3 précédemment citées. Les résultats ont aussi permis de montrer qu'un même déversoir pouvait contribuer au rejet au milieu récepteur à hauteur de 51% en volume, de 60% de la masse totale rejetée selon la méthode classique et 33% selon la méthode utilisant la mesure en continu.

T. MARUÉJOULS, D. GRANGER, F. AOUICHA, C. LAFFICHER, E. CHADOUTAUD, N. POULY, G. BINET Online monitoring of combined wastewater quality at urban catchment scale

The four most important combined sewer overflows (CSO) of the old Bordeaux Metropole urban catchment have been equipped with turbidity sensors. The sensors setting principle used for the four points allowing for minimizing the maintenance operations are presented. The sensors have been calibrated and eight months of data have been collected, treated and validated using mathematical algorithm and have allowed for fluxes and contributions calculation to the receiving body. These CSO contributions results have been compared based on: 1) the volume,

2) the mass calculated based on the "classical" method using manual sampling and event mean concentration, and 3) the total suspended solids (TSS) concentrations resulting from online monitoring. Results show a difference of 10% of total spilled mass between previously mentioned methods 2 and 3. The results also highlight that a CSO could contribute to total CSO for about 51% of the volume, 60% of the total mass released to the receiving body using the "classical" method and around 33% according to calculation from online monitoring method.