

## Conception et mise en place de stations de mesure des flux polluants dédiées à la gestion intégrée d'un système d'assainissement

Design and operation of pollutant loads monitoring stations for an integrated approach of sewer systems

Lombard V.<sup>1</sup>, Toloméo S.<sup>2</sup>, Bertrand-Krajewski J.-L.<sup>2</sup>, Debray R.<sup>3</sup>, Comte C.<sup>3</sup>, de Bénédictis J.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Ville de Romans ([vlombard@ville-romans26.fr](mailto:vlombard@ville-romans26.fr))

<sup>2</sup> LGCIE ([simone.tolomeo@insa-lyon.fr](mailto:simone.tolomeo@insa-lyon.fr) ; [jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr](mailto:jean-luc.bertrand-krajewski@insa-lyon.fr))

<sup>3</sup> Veolia Eau ([richard.debray@veoliaeau.fr](mailto:richard.debray@veoliaeau.fr) ; [cedric.comte@veoliaeau.fr](mailto:cedric.comte@veoliaeau.fr) ; [jerome.debeneditis@veoliaeau.fr](mailto:jerome.debeneditis@veoliaeau.fr))

### RÉSUMÉ

La Ville de Romans s'est engagée dans une stratégie de gestion intégrée de son réseau de collecte et de la station d'épuration de l'agglomération. La démarche proposée repose sur la mise en place de stations de mesure en continu des flux polluants transités dans le réseau et au niveau de l'arrivée des communes raccordées. Ces flux sont traités dans l'usine de dépollution. Par temps de pluie, les débits de pointes sont écrêtés par des déversoirs d'orage. Les rejets dans le milieu naturel sont quantifiés. Cet article détaille les différentes étapes : bibliographie ; choix, installation et maintenance des capteurs ; filtrage des données brutes fournies par les capteurs et corrélations avec les concentrations en polluants mesurées en laboratoire ; calcul des flux polluants et des incertitudes associées. Un turbidimètre et un spectromètre UV-visible permettent d'observer avec une incertitude quantifiable les flux de MES, de DCO et de sulfures dissous. Le couplage d'un conductimètre au turbidimètre améliore l'évaluation de la DCO liée à la fraction dissoute. Ces données sont utilisables en temps réel pour une gestion plus opérationnelle des ouvrages ou a posteriori pour la production des bilans réglementaires d'autosurveillance.

### ABSTRACT

The city of Romans is involved in an integrated approach of its sewer networks and of the sewer systems of the agglomeration. The project strategy is based on the installation of continuous measurement stations to quantify pollutants loads in the networks and at external town inlets. The pollution is degraded in the treatment plant. During rainy events, the waste water flows are regulated by combined sewer overflows. The discharges in the receiving medium are quantified. This paper details the several steps : bibliography research ; choice, installation and maintenance of the sensors ; filtering of raw data produces by the sensors and correlations with the pollutant concentrations measured in laboratory, calculation of pollutants loads and associated uncertainties. A turbidimeter and a UV-visible spectrometer provide with an acceptable uncertainty the loads of TSS, COD and dissolved sulphurs. The associated use of a conductimeter with a turbidimeter improves the estimation of COD linked to dissolved pollutants. Those data can be used for real time monitoring and control of sewer systems or to complete the daily self control and reglementary mass balance.

### MOTS CLÉS

Réseaux d'assainissement, flux polluants (MES, DCO et H<sub>2</sub>S), turbidimètre, conductimètre, spectromètre UV-visible, validation de données et incertitudes de mesure.

## 1 INTRODUCTION

Le mesurage des débits d'eaux usées et des concentrations en polluants pour le calcul de flux journaliers (autosurveillance station d'épuration) et événementiels (autosurveillance des déversoirs d'orage) permet de satisfaire aux exigences réglementaires fixées par l'arrêté du 22 juin 2007 et permet aux gestionnaires de répondre à un enjeu opérationnel : l'optimisation du fonctionnement réseau/station et la réduction des rejets au milieu naturel.

Dans le cadre de la mise en place de l'autosurveillance de son réseau de collecte, la Ville de Romans sur Isère s'est engagée dans une démarche de gestion intégrée de son système d'assainissement en couplant à la mesure du débit sur les collecteurs et les déversoirs d'orage principaux, une mesure en continu des concentrations en polluants (MES – matières en suspension, DCO – demande chimique en oxygène et H<sub>2</sub>S dissous). Ces équipements dépassent les prescriptions réglementaires relatives aux réseaux, qui ne requièrent actuellement qu'une estimation des flux polluants. Généralement cette information est issue de données bibliographiques, de concentrations moyennes mesurées en station d'épuration ou d'un nombre restreint de campagnes de mesure de concentrations de polluants réalisées in-situ (prélèvements proportionnels au débit déversé et analyses en laboratoire selon les protocoles normalisés). Cette méthodologie répond efficacement à la réglementation, mais n'est en aucun cas opérationnelle car les données ne sont pas suffisamment représentatives et ne sont disponibles qu'a posteriori. La mesure en continu des flux polluants constitue une amélioration des dispositifs d'autosurveillance classiques car les données obtenues, plus nombreuses, disponibles à un pas temps de l'ordre de la minute et éventuellement en temps réel, permettent de développer des modèles plus représentatifs et de développer des stratégies de gestion des flux basées non seulement sur des critères hydrauliques mais également sur des critères de qualité des effluents. En contre partie, la conception et l'exploitation de stations de mesure en continu de polluants demandent précautions et rigueur à plusieurs niveaux : choix et installation des capteurs, étalonnage et maintenance des dispositifs, incertitudes de mesure et calcul des flux polluants. Cet article présente la méthodologie et les premiers résultats obtenus qui reposent sur une étude bibliographique des dispositifs de mesure existants et sur un transfert des connaissances développées dans le cadre de la recherche vers l'exploitation et l'opérationnel.

## 2 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Avant la conception des stations de mesure en continu des polluants sur le réseau de collecte de Romans, différentes techniques d'installation utilisées par plusieurs laboratoires de recherche dans des observatoires de terrain installés sur les réseaux d'assainissement de plusieurs collectivités ont été recensées et comparées (Tableau 1). Le capteur le plus fréquemment utilisé depuis une dizaine d'années est le turbidimètre (lumière diffusée ou lumière transmise) qui permet, selon un protocole de pseudo étalonnage adapté (Bertrand-Krajewski, 2004), une mesure indirecte des paramètres polluants MES et DCO. Généralement sont couplées à la turbidité, des mesures de conductivité (estimation des polluants dissous), de pH (évolution des réactions chimiques de dissociation) et de température (correction des constantes d'équilibres chimiques, de la conductivité et du pH). Les spectromètres UV-visible dédiés à des applications en eaux usées (Gruber *et al.*, 2004 ; De Bénédictis *et al.*, 2006) ont permis d'élargir le champ optique offert par les turbidimètres et de mesurer simultanément plusieurs paramètres (Langergraber *et al.*, 2003) dont la DCO dissoute, la DBO (demande biochimique en oxygène), les nitrates, le COT (carbone organique total) et plus récemment les sulfures dissous (Sutherland-Stacey *et al.*, 2007).

Selon les utilisateurs et les contraintes des sites de mesure, l'installation et la fixation des capteurs diffèrent : dans un canal de dérivation en surface alimenté par un pompage des effluents, dans le collecteur à l'aide d'un système de perches (fixation et accroche des flottants en amont) ou sur un bateau miniature. Selon le type de capteur utilisé et notamment selon sa procédure de nettoyage (manuel, automatique avec essuie glace ou automatique avec de l'air comprimé ou de l'eau sous pression), la maintenance des capteurs est plus ou moins contraignante. Une à plusieurs visites hebdomadaires sur site sont nécessaires afin de garantir le fonctionnement des capteurs qui ne sont pas, pour la plupart d'entre eux, initialement conçus pour une utilisation directe en réseau d'assainissement. Ils sont soumis à des conditions d'utilisation dans un milieu agressif (encrassement rapide) qui altèrent la fiabilité des résultats de mesure. De fréquentes vérifications d'étalonnage sont également nécessaires. L'ensemble de ces éléments est résumé dans le Tableau 1.

## 3 LE SYSTEME D'ASSAINISSEMENT DE ROMANS SUR ISERE

La station d'épuration de Romans a une capacité de 90 000 équivalents habitants et comprend un traitement classique à boues activées, un traitement des graisses par digestion anaérobie et une incinération des boues. Le réseau de collecte associé présente un linéaire de plus de 184 km qui constitue le réseau de transport de 10 communes extérieures raccordées. Majoritairement unitaire, il comprend 16 déversoirs d'orage qui peuvent occasionner des rejets d'effluents bruts dans l'Isère et la

Savasse, un de ses affluents. Les rejets dans l'Isère s'effectuent au niveau du collecteur dit « Centre Ville » dans lequel les écoulements sont régulés par le poste de relèvement principal de la Presle. Les rejets dans la Savasse s'effectuent au niveau du collecteur dit « Grand Emissaire » dans lequel les écoulements sont gravitaires. Le système est illustré Figure 1. Ces deux collecteurs structurants sont interconnectés au niveau de plusieurs délestages qui, par temps de pluie, permettent de diminuer les flux dans le Grand Emissaire et les risques de déversements dans la Savasse. En effet, le Grand Emissaire collecte la majorité des rejets de la zone industrielle de Romans caractérisée par une forte activité agroalimentaire. De plus, la ville de Romans est réputée pour son activité de tannerie et de fabrication de produits de maroquinerie. Des effluents relativement chargés en sulfates et sulfures transitent jusqu'à l'usine via le poste de la Presle.

	Paris	Graz	Nantes	Lyon
<b>Laboratoire de recherche</b>	CEREVE (OPUR)	Université de Graz	LCPC (SAP)	LGCIÉ (OTHU)
<b>Nature du réseau d'assainissement</b>	Collecteur (unitaire)	Collecteur (unitaire)	Collecteur (aval chambre à sable)	Bassin de rétention (eaux pluviales) + collecteur (unitaire)
<b>Installation des capteurs</b>	Perche fixée	Bateau	Perche articulée	Canal de dérivation
<b>Type de Nettoyage</b>	Automatique (racleur) + manuel	Manuel avec des jets d'eau de haute pression	Manuel	Automatique (jet d'eau) + manuel
<b>Fréquence du nettoyage manuel</b>	2 semaines	2 semaines	Hebdomadaire	2 - 3 jours
<b>Gestion des données</b>	Manuelle (toutes les 2 semaines)	Télétransmission	Manuelle (hebdomadaire)	Télétransmission
<b>Fréquence de la vérification d'étalonnage</b>	2 semaines	Lors d'une dérive des capteurs	4 - 6 semaines	4 semaines
<b>Remarques</b>	Macro et micro encrassements importants (racleurs jugés insuffisants)	Risque de dommage et accès au site difficile	Risque élevé de rupture de la poutrelle. Signal très perturbé	Changement des tubes toutes les 4 semaines. Pannes fréquentes de la pompe
<b>Références</b>	Lacour (2009)	Gruber <i>et al.</i> , 2004	Lacour (2009)	Bertrand-Krajewski <i>et al.</i> (2003)

Tableau 1 : Exemples d'utilisation de stations de mesure en continu de flux polluants en réseau d'assainissement

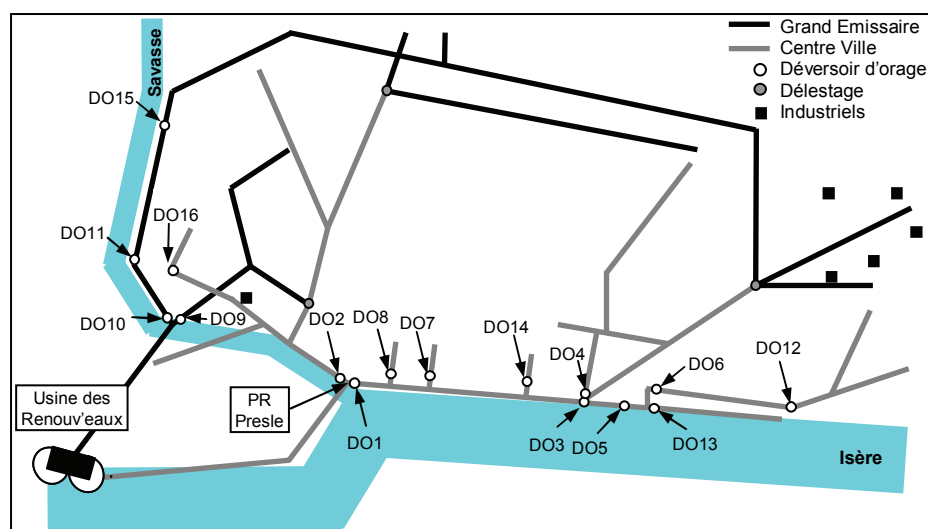


Figure 1 : Système d'assainissement de Romans: usine, réseaux, déversoirs, industriels et milieux

#### 4 DESCRIPTION DES SITES DE MESURE ET CHOIX DES CAPTEURS

L'emplacement des stations de mesure a été déterminé d'une part en fonction de la réglementation (ouvrages dans lesquels transitent une charge supérieure à 600 kg/jour de DBO<sub>5</sub>) et d'autre part en fonction de la structure du système d'assainissement et des objectifs liés à une approche intégrée (bilans flux collectés / flux traités, suivi des zones industrielles et des milieux récepteurs). Ces critères ont conduit au choix d'équiper trois types de points caractéristiques du système d'assainissement de Romans :

- l'entrée de l'usine de dépollution des Renouv'eaux ;
- le poste de relèvement principal de la Presle qui collecte les effluents de tanneries ;
- le Grand Emissaire à l'aval de la zone industrielle agroalimentaire (prévu en 2010).

Le choix des capteurs a été effectué à partir de l'étude bibliographique. Il a été uniquement orienté sur des dispositifs présentant de série un dispositif d'autonettoyage à air comprimé et permettant, dans un premier temps, le suivi des paramètres MES, DCO et sulfures dissous :

- MESmètre KROHNE Optisens OAS2000 en atténuation;
- pH-mètre KROHNE Optisens PAS2000 ;
- conductimètre KROHNE Optisens IAS1000 ;
- spectromètre UV-visible s::can® « spectrolyser » 2 mm.

#### 4.1 Entrée de l'usine de dépollution

Les capteurs ont été installés en aval du relèvement / dégrillage et en amont du canal de comptage Venturi de type Z1561-400 équipé d'une sonde à ultrasons Endress Hauser FDU91. L'instrumentation KROHNE est fixée sur une grille caillebotis à partir des supports télescopiques fournis avec les capteurs qui permettent d'ajuster au mieux leur position dans l'écoulement. L'instrumentation s::can® est fixée sur un bateau miniature adapté à la sonde spectrométrique. Le dispositif est illustré Figure 2.



Figure 2 : Station de mesure en continu des polluants en entrée de l'usine de dépollution

Les convertisseurs des capteurs qualité intègrent le pilotage du système d'auto-nettoyage à l'air alimenté par un compresseur de 3 L. Les électrovannes d'alimentation s'ouvrent toutes les 15 minutes pendant 30 secondes. Les données sont enregistrées toutes les secondes sur un échographe Endress Hauser qui recueille également au même pas de temps le débit instantané mesuré sur le canal Venturi. Ce dernier et les capteurs sont dénoyés lors de l'arrêt du poste de relèvement général de l'usine. Un prétraitement des données (filtrage) prenant en compte les périodes de nettoyage des capteurs et l'arrêt des pompes est nécessaire avant de procéder au calcul des flux polluants.

#### 4.2 Poste de relèvement de la Presle

La station de mesure en continu des polluants de la Presle est construite selon un modèle analogue aux stations de l'OTHU sur le Grand Lyon (pompage et canal de mesure en dérivation). La différence essentielle réside dans le mode d'alimentation du canal qui est réalisé par un piquage sur la conduite de refoulement du poste. Une vanne de régulation permet d'ajuster les conditions hydrauliques préconisées pour le canal de mesure afin de garantir un positionnement adéquat des capteurs dans l'écoulement (10 cm de hauteur d'eau) et d'éviter la sédimentation (vitesse de 1 m/s). Le dispositif est illustré Figure 3.

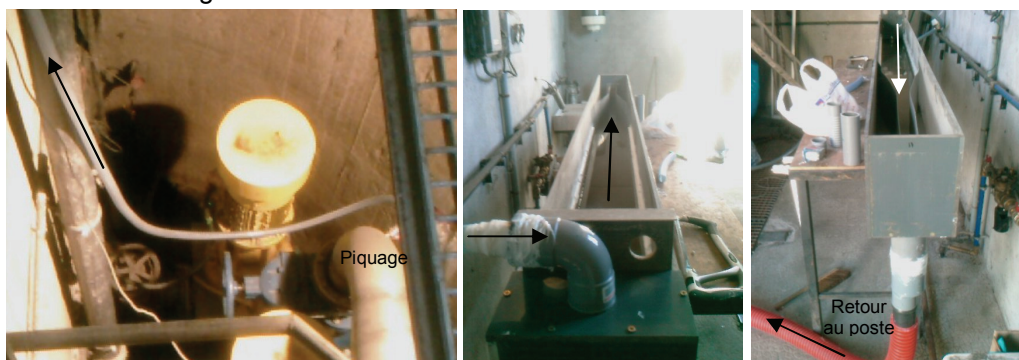


Figure 3 : Canal de mesure en dérivation alimenté par un piquage sur le refoulement

Les données de débit et de qualité sont transmises et archivées au pas de temps de la minute dans la supervision du système d'assainissement appartenant à la Ville de Romans développée sous TOPKAPI. Comme pour la station de mesure en entrée d'usine, un filtrage et une validation des données brutes sont nécessaires afin de corriger les signaux mesurés des séquences de fonctionnement du poste de relèvement et de nettoyage des capteurs.

## 5 ETALONNAGE DES CAPTEURS ET CORRELATIONS

### 5.1 Etalonnage des capteurs

L'étalonnage consiste à établir la relation, pour un capteur donné X, entre les valeurs mesurées  $X_m$  par ce dernier et les valeurs connues  $X_c$  fournies au moyen d'étalons. La courbe d'étalonnage repose sur l'ajustement, à partir de plusieurs couples  $(X_m; X_c)$  couvrant l'étendue de mesure souhaitée, d'une relation mathématique. Ce protocole doit être appliqué lors de l'installation d'un capteur et vérifié à une fréquence régulière par l'établissement, dans des conditions identiques, d'une courbe d'étalonnage dite de vérification. Cette dernière sera jugée satisfaisante si les couples expérimentaux  $(X_m; X_c)$  qui la constituent restent compris dans un intervalle de confiance, à fixer par l'opérateur, de la courbe d'étalonnage initiale. Dans ces conditions, l'appareil de mesure est déclaré conforme et continue à être utilisé en l'état. A contrario, seront effectués un étalonnage complet, un réglage, une réparation ou un remplacement. Un étalonnage simplifié (2 à 3 points) est réalisé sur le pH-mètre et le conductimètre. Un étalonnage complet est mis en œuvre pour le MESmètre dont le principe de fonctionnement repose sur la mesure de la lumière transmise. Grâce à un algorithme interne à son convertisseur, le MESmètre fournit une mesure de turbidité en équivalent FNU (unité des appareils en néphélogéométrie). Il peut ainsi être étalonné par référence à une solution de formazine à 4000 FNU certifiée à  $\pm 1$  %. Un étalonnage complet est réalisé en 6 points. Les six valeurs (0, 50, 100, 200, 400, 1400 FNU) ont été obtenues en effectuant des dilutions avec de l'eau distillée de la solution certifiée. Pour chaque solution étalon, 30 mesures ont été effectuées avec le capteur afin de minimiser l'incertitude expérimentale. Cependant, les erreurs d'étalonnage peuvent rester importantes (Ruban *et al.*, 2006). Elles seront donc intégrées dans le calcul d'incertitude décrit dans le chapitre 6.

### 5.2 Etablissement des corrélations

La corrélation, appelée également pseudo étalonnage, consiste, selon le principe énoncé précédemment pour l'étalonnage, à établir la relation, pour un capteur donné X, entre les valeurs mesurées  $X_m$  par ce dernier et les concentrations en polluants  $C_m$  mesurées en laboratoire pour différents échantillons d'eaux usées choisis de manière à couvrir l'étendue de mesure représentative du site étudié. Il est important de rappeler que les corrélations établies lors de cette étude sont locales et spécifiques aux eaux usées du système d'assainissement de Romans. Elles ne sauraient être transposées à d'autres sites. Les caractéristiques du bassin versant étudié (surface, pente, types d'urbanisation et d'activités, etc.), qui influent considérablement sur la nature et la variabilité des rejets, jouent un rôle prépondérant sur la détermination des corrélations, tant par temps sec que par temps de pluie. A la date de rédaction de cet article, seule la station de mesure en entrée de l'usine de dépollution a fait l'objet des corrélations suivantes :

- corrélation de la turbidité avec la concentration en MES ;
- corrélation de la turbidité et de la conductivité conjointement avec la DCO ;
- corrélation de la concentration en sulfures dissous fournie par le spectromètre UV-visible combiné à un pHmètre avec la concentration mesurée en laboratoire.

#### 5.2.1 Corrélations entre Turbidité et MES/DCO

Trois campagnes de prélèvements ont été réalisées entre août et septembre 2009. Avant analyse en laboratoire, la turbidité et la conductivité ont été mesurées plus de 30 fois dans chacun des échantillons instantanés. Ces derniers ont ensuite été tripliqués pour les mesures de MES et DCO selon les protocoles normalisés. La première campagne de mesure a été réalisée en période diurne et en activité industrielle restreinte. Les corrélations obtenues sont illustrées Figure 4. Les concentrations en MES et DCO sont bien corrélées avec la mesure de turbidité.

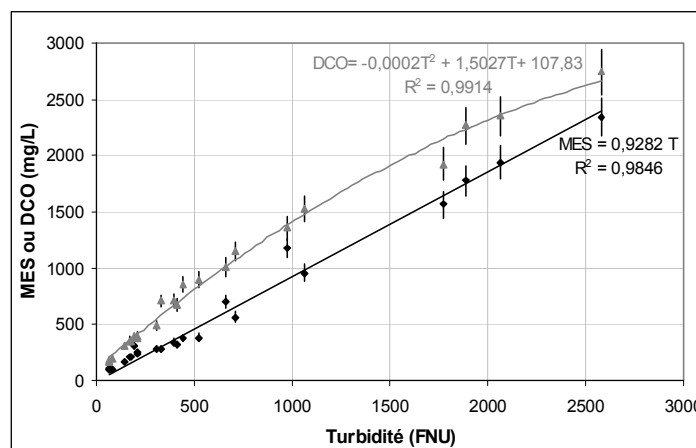


Figure 4 : Pseudo étalonnage entre turbidité et MES ou DCO

### 5.2.2 Corrélations entre $H_2S$ total fournies par le spectromètre UV-visible et par le laboratoire

La mesure des sulfures dissous par spectrométrie UV-visible a été réalisée selon le protocole décrit par Sutherland-Stacey *et al.* (2007). Les sulfures sont présents dans l'eau sous trois formes dissoutes :  $H_2S$  gazeux,  $HS^-$  et  $S^{2-}$ . La proportion respective des trois espèces est fonction des constantes de dissociation de l'hydrogène sulfuré qui varient en fonction du pH, de la température et de la minéralisation. Dans les eaux usées, la proportion de l'espèce  $S^{2-}$  est négligeable et l' $H_2S$  gazeux est principalement en équilibre avec  $HS^-$  (pKa de l'ordre de 7). L'espèce  $HS^-$  présente des propriétés d'absorbance dans l'ultraviolet à des longueurs d'ondes voisines de 230 nm. Un modèle de régressions linéaires établi à partir de l'absorbance mesurée sur plusieurs longueurs d'onde a été développé pour corrélérer la valeur du pic d'absorbance (isolé du bruit de fond et assimilé à une gaussienne) à des solutions étalons de  $HS^-$ . Le spectromètre s::can® peut être fourni avec une calibration globale qui intègre ce modèle de régressions linéaires dites PLS qui permet de fournir directement une concentration équivalente en  $HS^-$ . La combinaison d'une mesure de pH et de température permet, en utilisant les équations qui régissent l'équilibre chimique entre les espèces  $H_2S$  gazeux et  $HS^-$ , de calculer la concentration associée en  $H_2S$  gazeux et, par leur somme, la concentration totale en sulfures dissous. Selon le même protocole que celui utilisé pour le turbidimètre, une campagne de prélèvements a été réalisée et 24 échantillons instantanés horaires ont été constitués, tripliqués et analysés en laboratoire selon la micro méthode Hach Lange au bleu de méthylène. La corrélation obtenue est illustrée Figure 5.

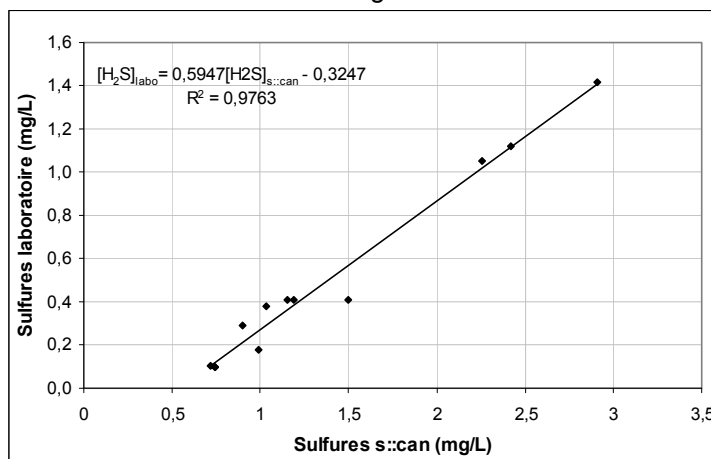


Figure 5 : Droite de pseudo étalonnage pour les sulfures dissous

## 6 VALIDATION DES DONNÉES ET INCERTITUDES DE MESURE

Afin d'utiliser les données issues de la mesure en continu des polluants (valeur brutes ou concentrations équivalentes en polluants), il est nécessaire de procéder à une validation des données en temps réel pour du contrôle ou a posteriori pour le calcul de pollutogrammes et la modélisation des flux polluants. Le calcul des incertitudes de mesure est également important car il permet de comparer plus rigoureusement deux méthodes de détermination des concentrations en polluants : la méthode classique par prélèvements et analyses en laboratoire et la méthode de mesure en continu.

### 6.1 Validation des données

La méthodologie utilisée reprend les principaux critères de l'outil informatique de semi validation automatisée de données DAVE (Mourad *et al.*, 2002) qui consiste à attribuer une note à chaque grandeur mesurée après l'application d'une série de tests portant sur les points suivants :

- état de fonctionnement du capteur (opérationnel, en maintenance ou en panne) ;
- étendue physique du capteur (0 à 4000 NTU pour le turbidimètre) ;
- étendue réaliste locale (intervalle habituel des valeurs de la grandeur mesurée) ;
- vitesse de variation de la grandeur mesurée (filtration des pics aléatoires de turbidité) avec par exemple un seuil fixé entre 20 et 50 NTU/min.
- redondance analytique qui consiste à comparer des grandeurs corrélées entre elles (pluie et débit ou hauteur et vitesse par exemple).

Dans le cadre de cette étude, une procédure simplifiée sur une feuille Excel a permis d'obtenir des résultats satisfaisants pour les données de turbidité (Figure 6).

- les données acquises au pas de temps de la seconde sont moyennées sur une minute ;
- les valeurs à la minute sont comparées avec un maximum et un minimum définis par l'utilisateur et remplacées dans le cas d'une valeur hors gamme ;
- la vitesse de variation par rapport à une valeur maximale définie par l'utilisateur. Dans le cas où cette valeur est dépassée, la donnée considérée comme aberrante est remplacée par la moyenne des dix valeurs contiguës.

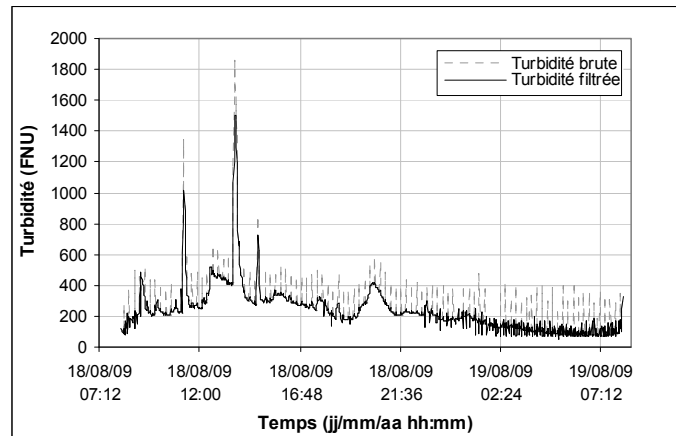


Figure 6 : Validation des données brutes par filtrage du signal

## 6.2 Calcul des incertitudes de mesure

Le calcul des incertitudes de mesure s'applique à toutes les étapes qui conduisent à la détermination d'un flux polluant instantané ou journalier :

- étalonnage des capteurs par rapport aux solutions de référence ;
- corrélation des mesures fournies par les capteurs avec celle obtenues en laboratoire sur les MES et la DCO (l'incertitude sur les sulfures n'est pas détaillée ici). Cette étape est commune au calcul d'incertitudes liées aux pratiques conseillées pour l'autosurveillance : erreurs liées à l'échantillonnage, à la conservation de l'échantillon et à l'analyse en laboratoire ;
- incertitudes sur le calcul du débit liées essentiellement à la mesure de hauteur sur le canal Venturi en entrée de l'usine de dépollution ;
- incertitudes sur le calcul final du flux polluants par le produit du débit et des concentrations équivalentes en MES et DCO.

La méthodologie utilisée (loi de propagation des incertitudes) et les hypothèses effectuées reposent sur les travaux de Bertrand-Krajewski *et al.* (2003).

### 6.2.1 Incertitudes sur l'étalonnage

Les équations des courbes d'étalonnage ont la forme d'un polynôme du premier degré. La valeur « vraie »  $X$  d'une grandeur mesurée  $X_m$  est donnée par l'application de la fonction réciproque (Eq. 1). L'incertitude type  $u(X)$  sur les mesures de turbidité, de conductivité et de pH est évaluée selon l'Equation 2 :

$$X = \frac{X_m - a}{b} \quad \text{Eq. 1} \quad u(X) = \sqrt{\frac{u^2(X_m)}{b^2} + \frac{u^2(a)}{b^2} + \frac{u^2(b)(X_m - a)^2}{b^4} + 2\text{cov}(a, b) \frac{(X_m - a)}{b^3}} \quad \text{Eq. 2}$$

L'incertitude obtenue pour le conductimètre et le pH-mètre est relativement faible. Une incertitude relative de 1 % est appliquée sur toute l'étendue de mesure. Par contre pour les turbidimètres sont appliquées une incertitude absolue de  $\pm 4$  FNU dans l'intervalle [0 ; 400] et une incertitude relative de 1 % dans l'intervalle [400 ; 4000].

### 6.2.2 Incertitudes sur les corrélations en MES et DCO

L'incertitude sur les corrélations en MES et DCO dépend d'une part des incertitudes associées aux valeurs de concentrations mesurées en laboratoire et d'autre part, comme pour l'étalonnage, aux incertitudes sur les paramètres numériques des fonctions polynomiales (Eq. 2). Les valeurs mesurées en laboratoire comportent plusieurs sources d'erreurs indépendantes :

- méthode d'analyse : hypothèse d'une incertitude relative de 5 % ;
- prélèvement et conservation de l'échantillon : pour des conditions optimales, on considère également une incertitude relative de 5 % ;
- l'hétérogénéité de l'échantillon : cette source d'erreur diminue avec le sous échantillonnage. Les échantillons ont été tripliqués, les 3 concentrations obtenues moyennées et l'écart type sur cette moyenne est multiplié par coefficient  $t = 4,3$  (table de Student pour un intervalle de confiance à 95 %) pour l'évaluation de l'incertitude absolue.

L'incertitude  $u(X)_{\text{labo}}$  associée à une mesure en laboratoire de la concentration en MES ou DCO dans un prélèvement d'eaux usées correspond à la racine de la somme des variances estimées précédemment :

$$u(X)_{\text{labo}} = \sqrt{u_{\text{méthode}}^2 + u_{\text{conservation}}^2 + u_{\text{hétérogénéité}}^2} \quad \text{Eq. 3}$$

Concernant l'incertitude sur les droites de corrélation, après observation de son ordre de grandeur, les variances ont été majorées. On applique alors une incertitude absolue de  $\pm 4$  mg/L pour

des concentrations équivalentes en MES et DCO dans l'intervalle [20 ; 200] et une incertitude relative de 2 % pour valeurs supérieures à 200 mg/L.

### 6.2.3 Incertitude totale sur les concentrations équivalentes en MES et DCO obtenus à partir de la turbidité

L'incertitude totale associée à l'estimation d'une concentration équivalente en MES ou DCO à partir d'une mesure de turbidité dépend des incertitudes types sur l'étalonnage, la corrélation avec la mesure en laboratoire et une incertitude liée à la représentativité du site (incertitude relative de 5 %) :

$$u(X)_{\text{total}} = \sqrt{u_{\text{étalonnage}}^2 + u_{\text{corrélation}}^2 + u_{\text{site}}^2} \quad \text{Eq. 4}$$

### 6.2.4 Incertitudes sur le calcul du débit

En entrée d'usine, on dispose d'un canal Venturi Z1561-400 dont la relation qui relie le débit  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) à la hauteur d'eau  $h$  (m) dans le canal d'approche est définie par l'Equation 5 avec  $\mu$  (coefficient de débit),  $B$  (largeur de la section de contrôle en m),  $g$  (accélération de la pesanteur en  $\text{m}/\text{s}^2$ ) et  $a$  (coefficient égal à 1,5 pour un canal jaugeur).

$$Q = \mu B \sqrt{2gh^a} \quad \text{Eq. 5}$$

L'incertitude sur le débit  $Q$  dépend, selon Bertrand-Krajewski *et al.* (2000), des incertitudes sur le coefficient de débit  $\mu$ , sur les dimensions du dispositif et sur la mesure de hauteur. L'incertitude résultante sur le débit est donnée par l'Equation 6. On considère une incertitude relative sur  $\mu$  de 5 % et une incertitude type de 0,05 cm sur  $h$ .

$$u(Q) = \frac{Q}{2} \sqrt{\left(\frac{\Delta\mu}{\mu}\right)^2 + \left(a \frac{\Delta h}{h}\right)^2} \quad \text{Eq. 6}$$

### 6.2.5 Incertitudes sur le calcul du flux de MES et de DCO

Le flux  $M_x$  de MES ou DCO est obtenu à chaque pas de temps d'acquisition des données  $\Delta t$  par le produit du débit  $Q$  et d'une concentration équivalente  $X$  de MES ou DCO (Eq. 7). L'incertitude type associée  $u(M_x)$  est donnée par l'Equation 8.

$$M_x = \Delta t Q X \quad \text{Eq. 7} \quad u(M_x) = \Delta t \sqrt{u(X)_{\text{total}}^2 Q^2 + u(Q)^2 X^2} \quad \text{Eq. 8}$$

## 7 VERIFICATION DES PSEUDO ETALONNAGES ET CALCUL DES FLUX

### 7.1 Vérification des corrélations entre la turbidité et MES/DCO

Selon le même protocole que celui utilisé pour l'établissement des corrélations, une nouvelle campagne de vérification a été réalisée. Plusieurs échantillons instantanés horaires ont été prélevés, tripliqués et analysés en laboratoire. Les concentrations obtenues sont comparées avec les pollutogrammes de concentrations équivalentes en MES et DCO. Les résultats et les incertitudes de mesure sont illustrés Figure 7.

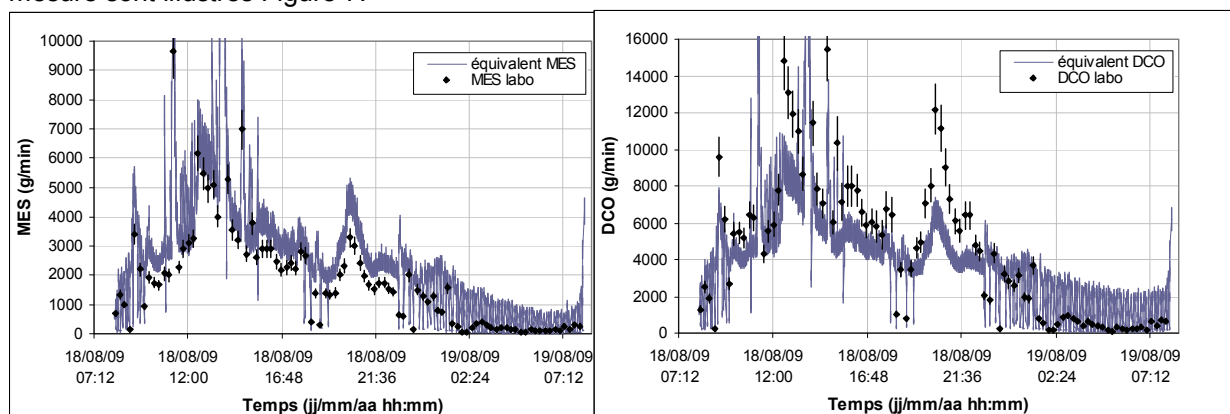


Figure 7 : Vérification des corrélations turbidité / MES et turbidité / DCO

La vérification effectuée montre des écarts systématiques qui sont dus à un effet de matrice provoqué par une proportion plus importante de rejets industriels pendant la campagne de vérification par rapport à la campagne initiale : sous-estimation nette de la DCO, surestimation plus limitée des MES. Ces résultats sont cohérents car les apports industriels génèrent essentiellement de la pollution dissoute qui, en entrée d'usine après mélange avec les eaux usées domestiques, provoque une augmentation de la DCO totale. De plus, ces apports dissous peuvent induire des interférences optiques sur la fraction particulaire. De nouvelles corrélations ont alors été établies à partir de tous les



couples turbidité et MES / DCO disponibles suite aux campagnes de pseudo étalonnage et de vérifications. La correction effectuée pour les MES consiste uniquement en une modification de la pente de la droite de corrélation. Par contre, une correction plus complexe a été réalisée pour la DCO, afin de mieux prendre en compte la fraction dissoute pour les fortes valeurs de la DCO qui ne sont que partiellement accessibles par mesure de la turbidité. En effet, la mesure de la DCO par turbidimétrie repose sur l'hypothèse d'une proportionnalité entre la DCO particulaire et les MES et d'une proportionnalité entre la DCO dissoute et la DCO particulaire. La mesure de conductivité a alors été valorisée et combinée à la mesure de turbidité afin d'obtenir une évaluation de la DCO plus représentative de la variabilité de la pollution dissoute. La corrélation la plus satisfaisante illustrée Figure 8 repose sur le produit de la turbidité et de la conductivité.

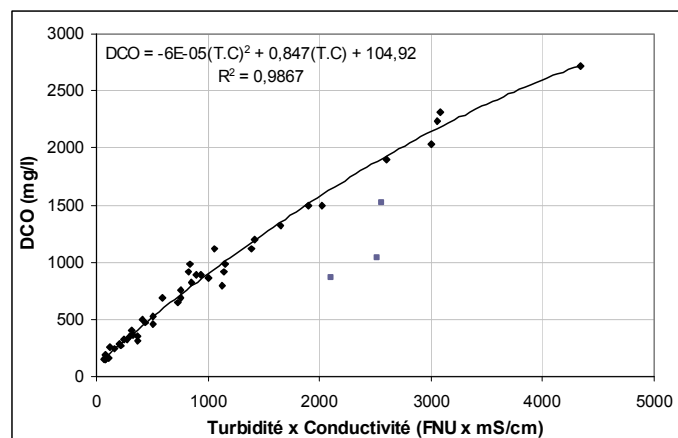


Figure 8 : Corrélation entre la turbidité couplée à la conductivité et la DCO

Cette relation indique un lien entre la DCO et le produit (Turbidité x Conductivité) avec une corrélation de 98 %. Les trois points en grisé correspondent à trois échantillons atypiques d'eaux usées de couleur grise avec une très forte conductivité (> 4 mS/cm) indiquant que cette relation empirique devra être utilisée avec précautions sur une gamme de conductivité élevée. Toutefois ce type de corrélation pourrait être utilisé pour une meilleure estimation en continu de la DCO par mesure de la turbidité. De plus, pour un usage de surveillance renforcée, des prélèvements d'eaux usées pourraient être réalisés sur événement en fonction de l'observation de valeurs turbidité et de conductivité n'obéissant pas à cette relation empirique, situation qui traduit l'entrée d'un effluent inhabituel et éventuellement nocif dans le process épuratoire.

## 7.2 Comparaison de la mesure en continu et de l'autosurveillance classique

Des bilans journaliers d'autosurveillance sont réalisés en moyenne tous les 2 à 3 jours en entrée de l'usine de dépollution de Romans. Il est donc possible de comparer, depuis l'installation de la station de mesure en continu, les flux de MES et DCO évalués de manière traditionnelle (prélèvements proportionnels au débit et analyses en laboratoire) et par mesure en continu de la turbidité et de la conductivité. Les résultats obtenus pour le mois d'août 2009 sont illustrés Figure 9.

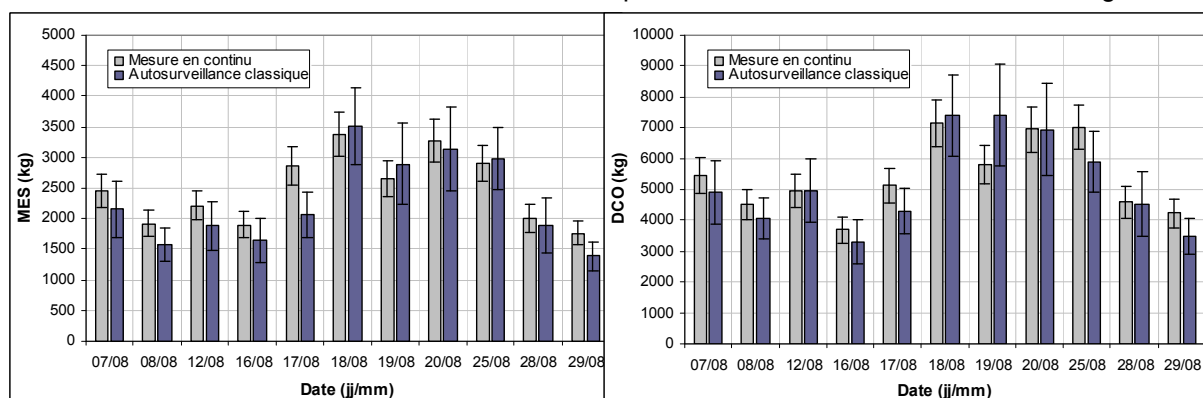


Figure 11 : Flux de MES et de DCO évalués par mesure en continu et par autosurveillance classique

Les flux de MES et DCO calculés sont du même ordre de grandeur avec recouvrement des intervalles de confiance à 95 %. La mesure en continu par des capteurs in situ permet d'évaluer les flux polluants avec un niveau de fiabilité équivalent à celui de l'autosurveillance classique et des incertitudes de mesure associées qui semblent plus restreintes. Cela confirme l'intérêt de leur utilisation potentielle pour la production des bilans réglementaires sur les usines de dépollution et les réseaux de collecte (déversoirs d'orage).

Le calcul de l'incertitude associée au flux journalier de DCO et de MES évalués par mesure en continu a été réalisé en considérant que les flux calculés à chaque pas de temps  $\Delta t$  sont corrélés entre eux. Par défaut, une hypothèse de corrélation par excès a été appliquée (hypothèse pessimiste d'une auto-corrélation totale des erreurs). Le calcul de l'incertitude associée aux flux journaliers de DCO et de MES évalués par autosurveillance classique a été réalisé selon le principe décrit dans le paragraphe 6.2.2 en rajoutant un terme dans l'Equation 3, afin de prendre en compte la représentativité des multiples prélèvements (minimum 50 mL) réalisés proportionnellement au débit écoulé qui constituent l'échantillon moyen journalier. A partir de l'incrément de volume écoulé qui déclenche un prélèvement, des hydrogrammes et de la turbidité, il a été estimé que cette source d'erreur pouvait générer une incertitude relative de l'ordre de 10 %. Selon Joannis et Bertrand Krajewski (2009), l'analyse de signaux continus de débit et de qualité peut permettre d'améliorer d'une part le calcul de l'incertitude sur les flux journaliers de polluants évalués par mesure en continu et d'autre part les stratégies de prélèvements pour réduire les incertitudes de mesure sur les flux journaliers de polluants évalués par autosurveillance classique.

## 8 CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

Les équipements de mesure en continu mis en place sur le réseau de collecte et en entrée de l'usine de dépollution de la Ville de Romans sur Isère permettent d'observer et d'évaluer les flux polluants qui transitent dans le système d'assainissement. Des corrélations ont été établies entre la turbidité des eaux usées et leurs concentrations en MES et DCO mesurées en laboratoire. La combinaison des mesures de turbidité et de conductivité permet d'améliorer l'évaluation de la DCO totale par une meilleure prise en compte de sa fraction dissoute. Un spectromètre UV-visible permet de suivre la variabilité des apports de sulfures dissous liés aux activités de tanneries sur la commune. L'estimation des incertitudes de mesure montre que la mesure en continu par des capteurs installés in situ produit des bilans journaliers des flux de MES et DCO du même ordre de grandeur que ceux obtenus par un dispositif d'autosurveillance classique. La disponibilité de ces données, éventuellement en temps réel (brutes ou transformées), constitue un outil d'amélioration de la performance du système d'assainissement dans le cadre de l'exploitation quotidienne ou des études de son fonctionnement réalisées a posteriori. Les modèles hydrauliques et de flux polluants qui seront développés dans le futur permettront d'établir des scénarios de gestion et de régulation des ouvrages existants (notamment par temps de pluie) ou de dimensionner de nouveaux ouvrages en fonction de critères basés sur l'observation des données de débit et de pollution acquises en différents points du système : arrêt d'un poste de relèvement, isolement d'un collecteur pour stockage des effluents, bassin d'orage en entrée d'usine, suppression ou réhabilitation de déversoirs d'orage.

## BIBLIOGRAPHIE

- Bertrand-Krajewski J.-L. (2004). *TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables*. Water Science and Technology, 50(11); 81-88.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Laplace, D., Joannis, C., Chebbo, G. (2000). *Mesures en hydrologie urbaine et assainissement*. Editions Tec & Doc, Paris (France), 2000.
- Bertrand-Krajewski, J.-L., Bardin J.-P., Mourad M., Béranger Y. (2003). *Accounting for sensor calibration, data validation, and measurement and sampling uncertainties in monitoring of urban drainage systems*. Water Science and Technology, 47(2); 95-102.
- De Bénédittis, J., Bertrand-Krajewski J.-L. (2006). *Mesurage des concentrations en MES et DCO dans les eaux usées par spectrométrie UV/visible*. La Houille Blanche, 2006(4); 136-142.
- Gruber, G., Winkler, S., Pressl, A. (2004). *Quantification of pollution loads from CSOs into surface water bodies by means of online techniques*. Water Science and Technology, 50(11); 73-80.
- Joannis C., Bertrand-Krajewski J.-L. (2009). *Incertitudes sur un mesurande défini comme une valeur intégrée d'un signal continu discrétisé en fonction du temps - Application aux mesures hydrologiques enregistrées in situ*. La Houille Blanche, 2009(3); 82-91.
- Lacour, C. (2009). *Apport de la mesure en continu pour la gestion de la qualité des effluents de temps de pluie en réseau d'assainissement*. Thèse de Doctorat, CERREVE.
- Langergraber, G., Fleischmann, N., Hofstaedter, F. (2003). *A multivariate calibration procedure for UV/visible spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater*. Water Science and Technology, 47(2); 63-71.
- Mourad M., Bertrand-Krajewski J.-L. (2002). *A method for automatic validation of long time series of data in urban hydrology*. Water Science and Technology, 45(4-5); 263-270.
- Ruban, G., Bertrand-Krajewski, J.-L., Chebbo, G. (2006). *Précision et reproductibilité du mesurage de la turbidité des eaux résiduaires urbaines*. La Houille Blanche, 2006(4); 129-135.
- Sutherland-Stacey, L., Corrie, S., Neethling, A., Johnson, I., Gutierrez, O., Dexter, R., Yuan, Z., Keller, J., Hamilton, G. (2007). *In Situ Continuous Measurement of Dissolved Sulfide in Sewer Systems*. Proceedings of the IWA International Conference AutoMoNet 2007, September 5-7, Gent, Belgium.

## REMERCIEMENTS

Les équipements de mesure ont été financés par l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse. Ce travail a été réalisé en partenariat avec le LGCI (Laboratoire de Génie Civil et d'Ingénierie de l'Environnement) de l'INSA de Lyon.