

# Mesurage de la turbidité sur échantillons : application aux eaux résiduaires urbaines

■ G. RUBAN<sup>1,2</sup>, C. JOANNIS<sup>1,2</sup>, M.-C. GROMAIRE<sup>3</sup>, J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI<sup>4</sup>, G. CHEBBO<sup>3</sup>

Mot-clés : turbidité, assainissement urbain, étalonnage, mode opératoire, incertitudes

Keywords : turbidity, urban sewer systems, calibration, protocol, uncertainty

## 1. Introduction

Le mesurage *in situ* de la turbidité des eaux résiduaires par des capteurs en continu constitue un moyen relativement simple de suivre la dynamique de la pollution particulaire, en particulier lors des événements pluvieux [MARECHAL *et al.*, 2001; BERTRAND-KRAJEWSKI, 2004 ; RUBAN *et al.*, 2006 ; AUMOND *et al.*, 2006].

Cette information peut être utilisée en temps réel pour piloter des ouvrages, ou en temps différé pour établir des bilans et construire des modèles. Pour ce faire, la turbidité est souvent traduite en termes de matières en suspension (MES) ou de demande chimique en oxygène (DCO).

Les besoins de précision de ces relations entre turbidité et paramètres globaux « classiques » varient suivant les applications. Pour le pilotage d'ouvrages, la turbidité en elle-même ou ses variations sont souvent suffisantes, et la conversion en paramètres classiques n'a qu'une valeur indicative, valable en moyenne. Pour établir des bilans ou modéliser des transferts de flux polluants, la représentativité à l'échelle annuelle des mesurages en continu est bien meilleure que celle obtenue par des prélèvements et analyses d'échantillons en nombre forcément limité : à cette échelle de temps des relations moyennes globales doivent

suffire pour obtenir une précision largement supérieure [MOURAD *et al.*, 2005]. En revanche, la précision à l'échelle de la journée ou de l'événement pluvieux n'est actuellement pas maîtrisée, car les relations de la turbidité avec les MES et/ou la DCO dépendent des caractéristiques des particules – qui varient suivant les sites – les conditions de temps sec et de temps de pluie [RUBAN, 1995].

La mise en œuvre d'un mesurage en continu de la turbidité *in situ* implique la réalisation de mesurages de turbidité sur des échantillons, avec les objectifs suivants :

- étalonner, vérifier et régler les appareils, en unités de turbidité ;
- établir dans de bonnes conditions de représentativité les relations avec les MES et la DCO, en effectuant de préférence le mesurage de turbidité et les analyses sur les mêmes échantillons.

Le présent article traite du mesurage de la turbidité sur des échantillons de suspensions de référence (étalons de turbidité) ou d'eaux résiduaires, au laboratoire ou sur le terrain. Il est le résultat de la mise en commun de l'expérience du CEREVE, de l'INSA de Lyon et du LCPC dans la mise en œuvre de la turbidimétrie. Un autre article sera ultérieurement consacré à la mise en œuvre de la turbidimétrie *in situ*.

Après un rappel des notions essentielles liées au mesurage de la turbidité, la terminologie utilisée est précisée, des résultats obtenus par les auteurs sont présentés et, finalement, un protocole de mesurage sur échantillon est proposé, avec le calcul des incertitudes associées. Des exemples commentés d'application du protocole et de calcul des incertitudes sont disponibles sur un site internet dédié aux applica-

1 Division Eau et Environnement, LCPC, route de Bouaye, BP 4129, 44341 Bouguenais Cedex.

2 GEMCEA, 149 rue Gabriel Péri, 54500 Vandœuvre-les-Nancy.

3 CEREVE, ENPC-ENGREF-UPVM, 6 et 8 av. Blaise Pascal - Cité Descartes, 77455 Champs sur Marne Cedex 2.

4 LGCIE, Insa-Lyon, 34 avenue des Arts, 69621 Villeurbanne cedex.

tions de la turbidimétrie en assainissement (<http://www.turbidite-assainissement-cil.fr>).

## 2. La turbidimétrie

### 2.1. Principes de mesure et unités

La turbidité est définie comme la « réduction de la transparence d'un liquide par la présence de matières non dissoutes ». Son mesurage est décrit par la norme NF EN ISO 7027 (2000).

La turbidité peut être mesurée par néphélométrie (diffusion à  $\theta = 90^\circ$ ) ou par atténuation d'un rayonnement infrarouge à 860 nm (avec une largeur de bande inférieure ou égale à 60 nm). La figure 1 schématise ces deux principes de mesure. Cette longueur d'onde permet de s'affranchir de l'absorption due aux substances dissoutes, qui sont exclues de la définition de la turbidité. Selon le principe de mesure utilisé, la turbidité est exprimée en FNU (Formazin Nephelometric Unit) ou FAU (Formazin Attenuation Unit). Ces unités font référence à des suspensions étalons de formazine ( $C_2H_4N_2$ ) dont la granulométrie s'étend de 0,2 à 10  $\mu m$ . 1 FAU ou 1 FNU correspond à une concentration de 0,72 mg/l de formazine.

Pour une suspension donnée, l'atténuation ou la diffusion d'une lumière monochromatique dans une direction donnée est proportionnelle à la concentration volumique des particules (et donc à la concentration massique si la masse volumique des particules est constante).

Le coefficient de proportionnalité dépend de la longueur d'onde de la lumière et des caractéristiques des particules, selon des formulations complexes. On peut cependant retenir que la taille des particules joue un rôle essentiel et qu'à concentration égale, la turbidité augmente lorsque la taille des particules diminue, que ce soit en atténuation ou en néphélométrie (pour plus d'informations, voir [BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2000]).

C'est pourquoi la norme de mesurage de la turbidité fixe la longueur d'onde et la nature de la suspension étalon définissant les unités de turbidimétrie.

### 2.2. Reproductibilité du mesurage de la turbidité

Pour un type donné de suspension et un principe de mesure donné, on devrait observer la même relation entre turbidité et concentration pour différents appareils, s'ils sont conformes en tout point à la norme. Celle-ci, outre la longueur d'onde utilisée, précise un certain nombre de paramètres optiques : divergence du faisceau, tolérance d'alignement, angle d'ouverture  $\Omega_\theta$  (cf. figure 1). Il est difficile de vérifier la conformité à ces préconisations des capteurs de terrain actuels, mais pour le seul aspect de la longueur d'onde, les indications données par les constructeurs mettent déjà en évidence des écarts à la norme : des longueurs d'onde de 880 nm et 950 nm sont par exemple utilisées, pour des raisons technologiques et de fabrication.

La figure 2 représente les spectres d'absorbance de la formazine (étalon normalisé) et d'eaux résiduaires

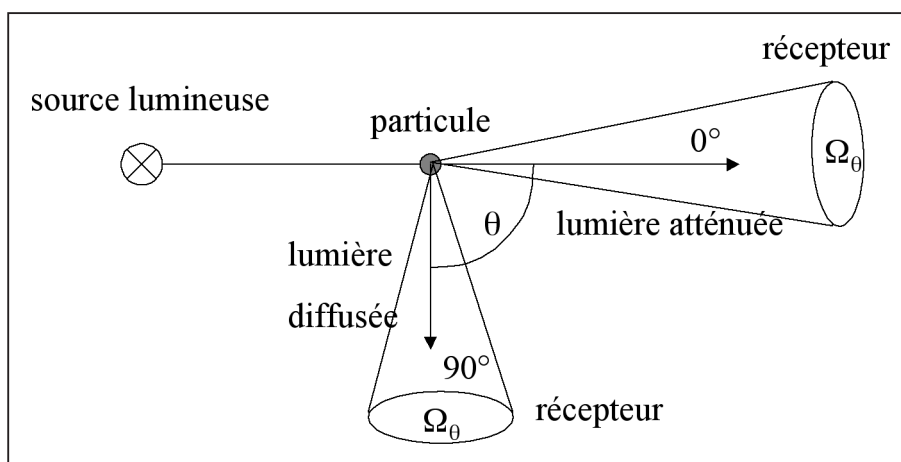


Figure 1. Schéma de la diffusion et de l'atténuation d'un rayon lumineux par une particule

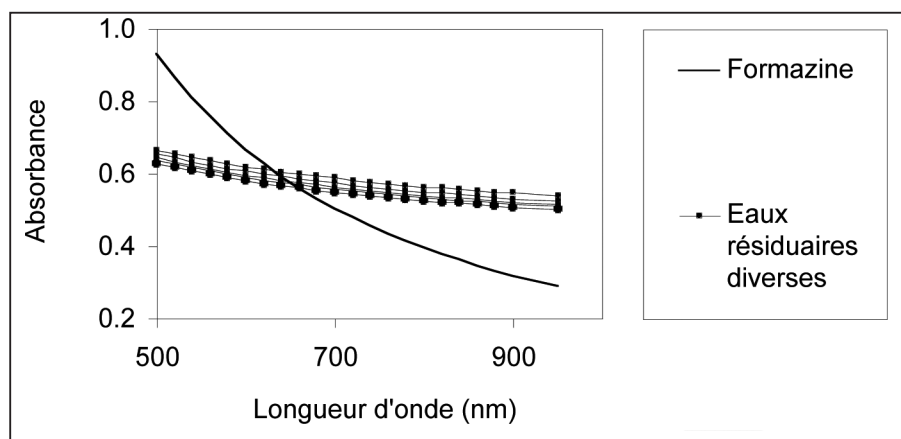


Figure 2. Évolution de l'absorbance de la formazine (étalon normalisé) et d'eaux résiduaires provenant de différents sites urbains en fonction de la longueur d'onde

provenant de différents sites urbains en fonction de la longueur d'onde. L'absorbance est une grandeur sans dimension égale au logarithme du rapport entre l'intensité lumineuse avant et après avoir traversé l'échantillon. Les spectres des eaux résiduaires sont relativement reproductibles, mais différents de celui de la formazine. Les turbidités des eaux résiduaires exprimées en FAU sont obtenues en faisant le rapport de leur absorbance sur celle de la formazine et seront donc différentes suivant la longueur d'onde utilisée. L'utilisation de capteurs non conformes à la norme ISO 7027 étalonnés avec la formazine conduit, suivant les eaux résiduaires, à des écarts de +1,5 à +2 % à 880 nm, et de +6 à +9 % à 950 nm par rapport aux mesurages normalisés à 860 nm.

Cela peut introduire des imprécisions si l'on cherche à comparer des valeurs de turbidité issues de deux appareils de modèles différents, même s'ils utilisent le même principe et ont été étalonnés sur la même gamme de référence. En particulier, l'établissement de relations entre turbidité et MES ou DCO doit être réalisé en mesurant la turbidité avec un capteur identique à celui dont les données *in situ* seront exploitées à l'aide de ces relations. Pour la même raison, il est préférable de ne pas multiplier les modèles de capteurs au sein d'un même parc.

### 2.3. Turbidité des eaux résiduaires

Il faut d'abord noter que les capteurs utilisés sur le terrain mettent en œuvre un faisceau de quelques millimètres de diamètre, avec un chemin optique de

10 à 20 mm. Le volume sur lequel porte un mesurage instantané est donc assez faible : des particules d'une taille supérieure au millimètre occulteront totalement ou partiellement le faisceau, dans des conditions qui ne correspondent pas à la définition de la turbidité. Il est donc judicieux de supprimer les artefacts créés par ces grosses particules. Pour des mesurages sur échantillon, cela peut être réalisé en tamisant l'échantillon soumis au mesurage, avec une maille de tamis de l'ordre du millimètre.

Les valeurs de turbidité généralement observées sur des eaux résiduaires urbaines de temps sec à 300 mg/l de MES sont de l'ordre de 125 à 200 FNU (soit 1,5 à 2,5 mg/l de MES/FNU) et de 425 à 500 FAU (soit 0,6 à 0,7 mg/l de MES/FAU). Deux turbidimètres, l'un basé sur la diffusion et l'autre sur l'atténuation, étalonnés sur les mêmes gammes de référence en formazine, donneront donc des résultats très différents lorsqu'ils seront utilisés sur les mêmes échantillons d'eaux résiduaires. Par ailleurs, le ratio MES/FAU augmente lors des événements pluvieux et peut dépasser 1 mg/l de MES/FAU car les particules de temps de pluie sont plus minérales et plus fines que celles de temps sec.

## 3. Rappels de métrologie

Le domaine de la métrologie est complexe et fait appel à des concepts, des méthodes (notamment statistiques) et à une terminologie spécifiques, qui ont fait l'objet de nombreuses normes, mais restent difficiles à maîtriser sans une pratique assidue.

Nous rappelons donc ici certains éléments essentiels à prendre en compte pour définir un mode opératoire et évaluer l'incertitude des mesurages sur échantillon en fonction des conditions d'étalonnage des appareils.

### 3.1. Étalonnage, vérification, réglage

Ces termes sont définis dans les normes NF X 07-001 (1994) et NF X 07-011 (1994) et nous en proposons ici une interprétation qui peut être résumée par :

- étalonnage : constat ;
- vérification : décision ;
- réglage : action sur l'appareil de mesure.

L'*ajustage* d'un instrument de mesure est une action destinée à l'amener à un état de fonctionnement convenant à son utilisation. Le *rég*lage d'un instrument de mesure est un ajustage utilisant uniquement les moyens mis à disposition de l'utilisateur (donc à l'exclusion des moyens du fabricant ou d'un service après-vente).

Un *étalonnage* est un constat de la relation entre les indications d'un appareil et des valeurs de la grandeur à mesurer (turbidité) fournies par des étalons. Il peut être simplifié (deux points) ou complet (au moins six valeurs de référence dont le zéro). L'étalonnage complet est nécessaire pour évaluer la non-linéarité de la courbe de réponse de l'appareil. L'observation donne lieu à l'établissement d'une courbe d'étalonnage. L'intégration de cette courbe dans l'appareil, pour être appliquée en temps réel, est une opération de réglage. Sinon la courbe d'étalonnage est utilisée *a posteriori* pour convertir les données brutes. Dans les deux cas, les incertitudes associées sont identiques.

Une *vérification* comporte un étalonnage et la comparaison de l'écart constaté par rapport au dernier étalonnage « avec une erreur maximale tolérée » (EMT). Elle aboutit à la décision de modifier ou non le réglage ou l'étalonnage précédent.

Suivant la terminologie de la norme XP T 90-210 (1999), chaque valeur du mesurande utilisée pour réaliser un étalonnage est un *niveau*, l'ensemble des niveaux devant couvrir la *gamme* de mesure. Rappelons que le mesurande est la grandeur particulière soumise au mesurage, ici la turbidité « vraie » d'un échantillon donné.

### 3.2. Répétabilité, reproductibilité, répétition

Ces termes décrivent les conditions dans lesquelles sont exécutés les mesurages pour la détermination des incertitudes de mesure ou de l'incidence de certaines de ces conditions de mesure.

Selon la norme NF X 07-001 (VIM), la *répétabilité* est « l'étroitesse de l'accord entre les résultats des mesurages successifs du même mesurande, mesurages effectués dans la totalité des mêmes conditions de mesure ». Les conditions de répétabilité sont :

- même mode opératoire ;
- même observateur ;
- même instrument de mesure utilisé dans les mêmes conditions ;
- même lieu ;
- répétition durant une courte période de temps.

Selon cette même norme, la *reproductibilité* est « l'étroitesse de l'accord entre les résultats des mesurages du même mesurande, mesurages effectués en faisant varier les conditions de mesure ». Pour qu'une expression de la reproductibilité soit valable, il est nécessaire de spécifier la ou les conditions que l'on fait varier et comment elles varient. Ces conditions comprennent :

- principe de mesure ;
- méthode de mesure ;
- observateur ;
- instrument de mesure ;
- étalon de référence ;
- lieu ;
- conditions d'utilisation ;
- temps.

À cette liste proposée par la norme, on peut ajouter, dans le contexte de cet article, la prise en compte de différents échantillons représentatifs du même mesurande (sous-échantillons), ainsi que de plusieurs étalons indépendants représentant la même valeur vraie. *Répétition* : selon la norme NF ISO 3534-1 (1993), ce terme s'applique à l'exécution d'expériences statistiques accomplies plusieurs fois, avec la même méthode, sur la même population et dans les mêmes conditions.

Remarquons que ce terme est général et qu'il s'applique à des mesurages accomplis non seulement dans des conditions de répétabilité, mais également dans des conditions de reproductibilité, en particu-

lier sur des suspensions étalons préparées indépendamment (norme XP T 90-210).

Par ailleurs, il ne faut pas confondre le terme répétition, qui est l'action d'exécuter plusieurs fois des mesurages sur un mesurande, avec le terme réplique, qui désigne l'un des échantillons représentatifs d'un même mesurande (sous-échantillon).

### 3.3. Incertitude expérimentale, incertitude d'étalonnage, incertitude de mesure

La norme NF X 07-001 (1994) définit l'écart-type expérimental, qui caractérise la dispersion des résultats fournis par l'appareil de mesure pour un même mesurande (donc issus de répétitions). Cet écart-type est directement observable sur les lectures brutes et il est habituellement converti en valeur étalon par application de la relation d'étalonnage inverse. On l'appelle aussi écart-type *lié* (car lié à la valeur du mesurande). On peut ensuite déduire l'*incertitude expérimentale* en multipliant l'écart-type expérimental par un facteur d'élargissement correspondant au niveau de confiance choisi (figure 3).

L'*incertitude d'étalonnage* peut être définie comme l'incertitude provenant des erreurs sur la forme (droite, polynôme de degré 2 ou plus) et sur les paramètres de la courbe d'étalonnage. Cette incertitude traduit :

- ❶ les défauts de linéarité de l'appareil ;
- ❷ l'incertitude sur les paramètres de la courbe d'étalonnage, qui résulte de deux causes :
  - l'incertitude expérimentale sur les mesurages réalisés lors des opérations d'étalonnage ;
  - l'incertitude sur la valeur réelle vraie des étalons.
 Cette source d'incertitude est souvent négligée dans les calculs de corrélation classiques, mais elle a un effet assez sensible sur l'étalonnage des turbidimètres.

Ces incertitudes correspondent à la différence entre la courbe d'étalonnage déterminée expérimentalement et la courbe d'étalonnage théoriquement parfaite mais inconnue. Elles peuvent être réduites autant que de besoin :

- ❶ en choisissant une courbe d'étalonnage polynomiale si nécessaire et en adoptant une procédure d'étalonnage (nombre de niveaux) adaptée à ce choix ;

- ❷ en effectuant des vérifications suffisamment fréquentes pour pouvoir limiter l'effet de la dérive. La fréquence des vérifications peut varier de 1 à 6 mois en fonction du capteur, du site et des conditions de mesure ;

- ❸ en multipliant le nombre de points (niveaux et répétitions) d'étalonnage pour diminuer l'incertitude sur l'évaluation des paramètres de la courbe d'étalonnage.

- ❹ en évaluant l'impact des facteurs d'influence (température, luminosité) pour des conditions représentatives de celles rencontrées sur le terrain.

Il faut adapter l'effort expérimental aux besoins de l'utilisateur, notamment au niveau de précision requis pour l'usage prévu des données de turbidité. C'est le sens du protocole proposé ci-après, fondé sur le minimum requis par la norme XP T 90 210, définie pour un contexte différent (comparaison d'une méthode de référence et d'une méthode alternative), mais transposable à certains aspects de la turbidimétrie.

**Il est à noter que l'étalonnage doit correspondre aux conditions des mesurages ultérieurs. Ceci suggère de supprimer l'effet de la dérive pour des mesurages au laboratoire, en faisant une vérification et/ou un réglage avant le mesurage de chaque série d'échantillons. Pour les capteurs implantés in situ, l'étalonnage complet au laboratoire doit être complété par une vérification / réglage initial lors de l'installation sur le terrain.**

Le protocole proposé prévoit en outre une vérification / mise à jour de la courbe d'étalonnage (vérification de la forme de la courbe) au moins une fois par an. Cette fréquence doit être adaptée à chaque capteur et à chaque site de mesure, de telle façon que les courbes d'étalonnage successives présentent des variations inférieures à l'erreur maximale tolérée définie par l'utilisateur des données de turbidité.

Une courbe d'étalonnage peut être considérée comme un modèle permettant de prédire une valeur du mesurande (turbidité) en fonction des indications de l'appareil. L'incertitude d'étalonnage est ainsi assimilable à une évaluation de l'*erreur de modèle*.

L'*incertitude de mesure* est identifiable à l'*incertitude de prédiction* liée à l'utilisation de ce modèle. Elle est obtenue en composant l'incertitude expérimentale

(caractérisant la répétabilité de la valeur mesurée) et l'incertitude d'étalonnage (figure 3). Les calculs correspondants sont détaillés dans la section 4.

## 4. Calcul d'incertitude

L'incertitude totale sur un résultat de mesure combine l'incertitude d'étalonnage et l'incertitude expérimentale. L'expression générale de la variance totale (carré de l'écart-type  $s_T$ ) est la suivante :

$$s^2_T(x_0) = \frac{1}{f'(x_0)^2} \left[ \frac{s_l^2}{n_0} + s_l^2 \left( \frac{1}{N} + A_{F5} \right) \right] \quad (\text{équation 1})$$

où :

$s_l^2$  = variance liée (carré de l'écart-type des résidus) estimée par  $\sum_{i=1, P} \sum_{j=1, n_i} (y_{i,j} - y'_i)^2 / (N - 2)$

ou évaluée par ailleurs

P = nombre de niveaux de l'étalonnage

N = nombre total de lectures pour l'étalonnage :

$$N = \sum_{i=1, P} n_i$$

$n_i$  = nombre de répétitions des lectures sur l'étalon de valeur  $x_i$

$n_0$  = nombre de répétitions de lectures sur un échantillon de valeur vraie  $x_0$

$y'_i$  = l'ordonnée de la courbe d'étalonnage pour l'abscisse  $x_i$

$y_{ij}$  = la valeur lue sur l'appareil pour une répétition  $j$  sur un étalon de valeur  $x_i$

$f'$  = dérivée de la courbe d'étalonnage

Rappelons que le premier terme entre crochets représente l'incertitude résultant de  $n_0$  lectures obtenues pour un échantillon donné de valeur vraie  $x_0$ , et le second l'incertitude sur la courbe d'étalonnage au point d'abscisse  $x_0$ .

Pour un étalonnage avec une droite  $y = a + bx$  :  $f'(x_0) = b$

$$\text{et } A_{F5} = \frac{(x_0 - \bar{x})^2}{\sum_{i=1, P} n_i (x_i - \bar{x})^2}$$

où :

$\bar{x}$  = moyenne arithmétique des N valeurs d'étalonnage  $x_i$ .

Pour un étalonnage avec un polynôme de degré 2  $y = a + bx + cx^2$  :  $f'(x_0) = b + 2cx_0$  et

$$A_{F5} = \frac{A_{F1}(x_0 - \bar{x})^2 + A_{F2} \left( x_0^2 - \frac{\sum_i n_i x_i^2}{N} \right)^2}{A_{F4}}$$

$$A_{F4} = \frac{2A_{F3}(x_0 - \bar{x}) \left( x_0^2 - \frac{\sum_i n_i x_i^2}{N} \right)}{A_{F4}}$$

$$A_{F1} = \sum_i n_i \left( x_i^2 - \frac{1}{N} \sum_i n_i x_i^2 \right)^2$$

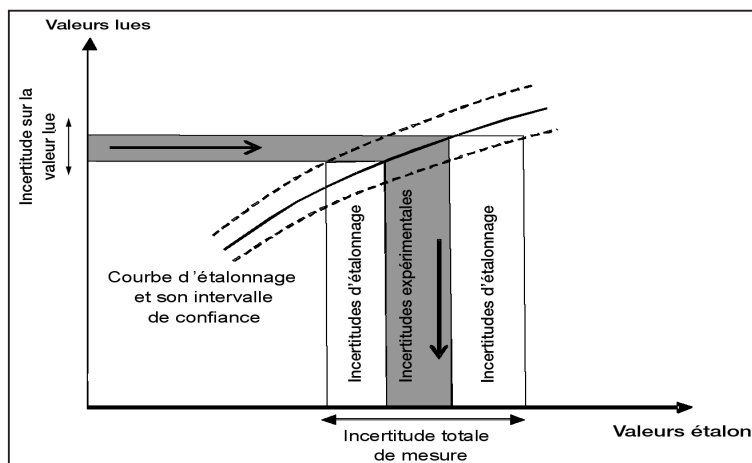


Figure 3. Représentation schématique de la composition de l'incertitude expérimentale issue de l'indication de l'appareil et de l'incertitude d'étalonnage pour obtenir l'incertitude totale de mesure



$$A_{F2} = \sum_i n_i (x_i - \bar{x})^2$$

$$A_{F3} = \sum_i n_i (x_i - \bar{x}) \left( x_i^2 - \frac{1}{N} \sum_i n_i x_i^2 \right)$$

$$A_{F4} = A_{F1} - A_{F3}^2$$

Les formules d'incertitude ci-dessus correspondent aux hypothèses suivantes :

- a) il n'y a pas d'erreur sur la forme du modèle (la courbe ajustée sur les points expérimentaux est adaptée au problème) ;
- b) l'incertitude sur les étalons est négligeable devant les autres sources d'incertitude ;
- c) la variance liée est indépendante de la valeur du mesurande ;
- d) la variance liée est la même pour les étalons et pour les échantillons d'eaux résiduaires soumis au mesurage.

On a vu que la variance liée  $s_l^2$  correspond à l'incertitude sur la valeur lue présentée sur la *figure 3*. Elle peut être évaluée indépendamment de l'étalonnage proprement dit, dans des conditions de répétabilité. Mais lors d'un étalonnage, la variance liée est généralement estimée à partir de la *variance des résidus*, c'est-à-dire des différences entre les valeurs observées  $y_i$  et les valeurs calculées  $y'_i$  à l'aide de la relation d'étalonnage.

On voit sur la *figure 4* (à gauche) que les résidus  $y_i - y'_i$  pour la droite sont supérieurs à l'incertitude expérimentale estimée (à droite), par répétabilité à partir des différences  $y_i - y_{mi}$  avec la moyenne des valeurs expérimentales  $y_{mi}$ . Ce n'est pas le cas des résidus

$y_i - y'_{pi}$  pour le polynôme (à droite): l'erreur résiduelle de linéarité est négligeable devant l'erreur de répétabilité expérimentale (pour être plus précis il faudrait, si la résolution de l'appareil et la précision des étalons le permettent, augmenter le nombre de points d'étalonnage) et la variance des résidus est équivalente à la variance liée.

Si les hypothèses a) ou b) ne sont pas respectées, les incertitudes correspondantes sont intégrées dans les équations via l'estimation de l'incertitude expérimentale par la variance des résidus, mais le résultat obtenu n'est qu'une approximation de la valeur réelle de la variance totale. La prise en compte de l'incertitude sur les étalons peut être faite par des méthodes telles que celles de Williamson [BERTRAND-KRAJEWSKI, 2004] ou de Monte Carlo [RUBAN et JOANNIS, 2007].

Si l'hypothèse c) n'est pas vérifiée, des formulations adaptées existent, mais sortent du cadre de cet article (voir par exemple [NEUILLY et CETAMA, 1998]). Quand à l'hypothèse d), on peut s'en affranchir en distinguant les deux contributions de l'incertitude expérimentale à l'incertitude totale. L'équation 2 s'obtient simplement à partir de l'équation 1 en remplaçant la variance liée  $s_l^2$  par  $s_{ech}^2$ , variance des  $n_0$  échantillons dans l'expression de la variance expérimentale  $s_l^2/n_0$ . La variance d'étalonnage garde la même expression que précédemment.

$$s^2_T(x_0) = \frac{1}{f'(x_0)^2} \left[ \frac{s_{ech}^2}{n_0} + s_l^2 \left( \frac{1}{N} + A_{F5} \right) \right] \tag{équation 2}$$

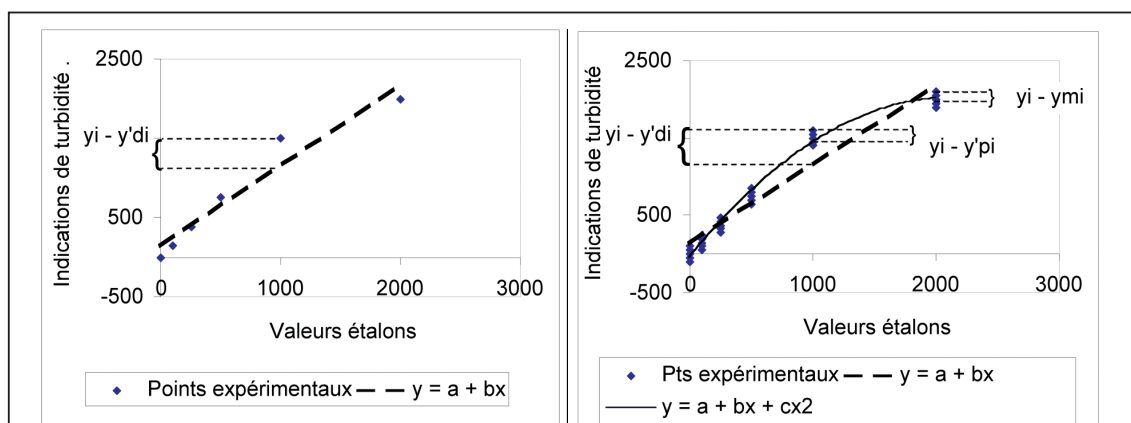


Figure 4. Comparaison entre la variance des résidus [écarts entre les valeurs expérimentales et les valeurs prédites par la courbe d'étalonnage], et la variance estimée par répétabilité [écarts entre les valeurs expérimentales et leur moyenne pour la valeur étalon considérée], pour un étalonnage linéaire et polynomial

## 5. Résultats obtenus et commentaires

Les mesurages de turbidité présentés ci-dessous ont été effectués indépendamment par les trois équipes (CEREVE, INSA de Lyon et LCPC) pour évaluer la précision du mesurage de la turbidité, avec des appareils de technologies, de marques et de modèles différents, et des protocoles assez proches de celui qui est proposé en fin d'article. La comparaison des résultats obtenus par les trois équipes ne doit donc pas être directe car ils correspondent à des contextes différents. Toutefois, il est très intéressant, précisément parce que les contextes sont différents, d'observer les niveaux d'incertitudes obtenus dès lors que des protocoles et des méthodes similaires de travail ont été mis en œuvre.

### 5.1. Détermination de l'écart-type expérimental

Les mesurages ont été effectués sur de la formazine, des eaux résiduaires urbaines (ERU) et du kieselgur.

Les résultats de détermination de l'écart type expérimental  $s_p$ , ainsi que les conditions expérimentales sont reportés dans le *tableau I*.

On constate que, pour des stratégies d'échantillonnage temporel voisines, on obtient sur les matériaux de référence des valeurs d'écart-type voisines, quels que soient le principe de mesure ou la concentration (l'incertitude sur la détermination de l'écart-type est proche de 40 % pour un nombre de mesurages de l'ordre de 15). Pour les ERU, le LCPC a constaté des écarts-types très supérieurs à ceux des matériaux de référence, avec des rapports croissants d'environ 3 à 7 entre 100 et 2 000 FAU.

### 5.2. Détermination de l'incertitude d'étalonnage

La formazine a été utilisée comme étalon. Les résultats de détermination de l'écart-type  $s_{\text{etal}}(x_0)$ , ainsi que les conditions expérimentales sont reportés dans le *tableau II*.

Équipe	Stratégie d'échantillonnage	Principe de mesure	Matériau	$s_p$
CEREVE	Mesurages instantanés toutes les minutes, sur plus de 25 minutes	Atténuation à 880 nm	Formazine <sup>(1)</sup> à 400 FAU <sup>(2)</sup>	2,1 FAU
INSA	12 mesurages instantanés	Néphélométrie à 880 nm	Formazine <sup>(3)</sup> à 200 FNU <sup>(4)</sup> 500 FNU	2,3 FNU 0,5 FNU
LCPC	5 répétitions sur 3 répliquats: lectures toutes les minutes, amortissement à 100 % (temps de réponse environ 55 secondes)	Atténuation à 880 nm	Formazine <sup>(1)</sup> à 500 FAU ERU à 500 FAU Kieselgur à 500 FAU	0,5 FAU 2,0 FAU 0,5 FAU

(1) : Préparée au laboratoire suivant la norme NF EN ISO 7027

(2) : Formazine Attenuation Unit

(3) : Suspensions certifiées NIST<sup>5</sup>

(4) : Formazine Nephelometric Unit

**Tableau I. Détermination de l'écart-type  $s_p$  caractérisant l'incertitude expérimentale**

Équipe	Valeurs étalon	Nombre de répétitions	Principe de mesure	$s_{\text{etal}}(x_0)$
CEREVE	8 niveaux : 0, 50, 100, 200, 400, 1000, 1 500 et 2 000 FAU	De 25 à 93 (45 en moyenne ; enregistrées)	Atténuation à 880 nm	$2,2 < s < 5,4$ $s$ moyen 3,1 (droite)
INSA	5 niveaux : 0, 20, 200, 1 000 et 1 800 FNU	12 (enregistrées)	Néphélométrie à 880 nm	$4,3 < s < 6,3$ (droite)
LCPC	6 niveaux : 0, 100, 250, 500, 1 000 et 2 000 FAU	1 sur 5 gammes, amortissement à 100 % (temps de réponse environ 55 s)	Atténuation à 880 nm	$9,9 < s < 21,4$ (droite) $0,9 < s < 3,3$ (polynôme)

**Tableau II. Détermination de l'écart-type  $s_{\text{etal}}(x_0)$  caractérisant l'incertitude d'étalonnage**

<sup>5</sup> National Institute of Standards and Technology (Agence fédérale de l'administration des affaires technologiques des États-Unis)



On constate, à la lecture du *tableau II*, qu'en augmentant le nombre de répétitions et le nombre de niveaux dans la gamme, l'écart-type d'étalonnage diminue de manière significative (cf. aussi *tableau III*). L'utilisation d'un polynôme au lieu d'une droite permet de corriger la non-linéarité du capteur et fournit des écarts-types d'étalonnage inférieurs.

### 5.3. Composition des incertitudes

Dans le cas général, les sources d'erreur expérimentale et d'étalonnage sont indépendantes. La variance caractérisant l'erreur aléatoire totale s'obtient alors simplement en faisant la somme des variances correspondant à ces deux sources d'erreur (équation 2). On constate que, compte-tenu des valeurs d'écart-type  $s_i$  et des nombres  $n_0$  de mesurages utilisés pour déterminer la moyenne (*tableau I*), les variances d'incertitude expérimentale sont négligeables devant celles caractérisant l'incertitude d'étalonnage (de l'ordre du pourcent). C'est également vrai pour les eaux résiduaires dans le bas de la gamme. Au-delà, les incertitudes expérimentale et d'étalonnage deviennent comparables, mais l'incertitude relative totale reste de l'ordre du pourcent. Le *tableau III* montre les intervalles de confiance et les incertitudes relatives totales au niveau de probabilité 95 %, correspondant aux expérimentations décrites aux paragraphes 5.1 et 5.2.

On peut faire les commentaires suivants :

- on constate que les incertitudes relatives décroissent avec la valeur mesurée et deviennent de l'ordre de quelques pourcents à partir de 500 FAU ou FNU. Les valeurs critiques sont donc en début de gamme, 100 FAU ou 50 FNU constituant les limites inférieures

des turbidités généralement constatées en réseaux d'assainissement ;

- pour les raisons que nous avons évoquées au paragraphe précédent, l'étalonnage est significativement amélioré lorsqu'on utilise un polynôme au lieu d'une droite pour prendre en compte la non-linéarité du capteur et lorsque l'on effectue plus de répétitions sur plus de niveaux ;

- les valeurs d'incertitudes plus élevées obtenues en néphélométrie ne sont pas intrinsèques à cette technologie, mais plutôt liées aux étalons et aux modes opératoires employés.

## 6. Proposition de mode opératoire

### 6.1. Introduction

Sur la base des résultats obtenus avec leurs protocoles respectifs, les trois équipes (CEREVE, INSA de Lyon et LCPC) sont convenues de proposer un protocole commun. Ce mode opératoire concerne le mesurage de la turbidité sur des échantillons d'eaux résiduaires ou sur des suspensions étalons, à l'aide de capteurs utilisables en continu *in situ*. Il inclut les opérations d'étalonnage et de réglage.

Les différentes étapes du protocole s'articulent de la manière suivante.

- **Pour chaque exemplaire de capteur**

- réglage de l'amortissement pour stabiliser l'indication de l'appareil (cf. paragraphe 6.2. c) ;
- vérification au moyen d'un étalonnage simplifié (deux niveaux) et réglage initial éventuel ;
- étalonnage initial sur 5 gammes étalons (pour tenir compte expérimentalement de la reproductibilité des étalons) et évaluation de l'incertitude d'étalonnage.

Équipe	CEREVE		INSA		LCPC			
	Droite		Droite		Droite		Polynôme d° 2	
	FAU	%	FNU	%	FAU	%	FAU	%
100	5,2	5,1	12,2	12,2	26,5	26,5	2,9	2,9
250	4,8	2,4	11,8	4,7	23,9	9,6	3,8	1,5
500	4,3	1,1	10,8	2,2	21,0	4,2	5,2	1,0
1 000	5,2	0,5	9,6	1,0	23,0	2,3	9,2	0,9
2 000	10,6	0,5	8,6	0,4	45,6	2,3	19,6	1,0

Tableau III. Intervalles de confiance et incertitudes relatives à 95 %

Ou étalonnage initial sur une gamme étalon si l'incertitude sur les étalons est connue et évaluation de l'incertitude d'étalonnage en prenant en compte l'incertitude sur les étalons (cf. paragraphe 4) ;

- vérification au moyen d'un étalonnage complet au moins une fois par an et mise à jour de la courbe d'étalonnage externe ou interne à l'appareil (réglage), si l'introduction de la courbe d'étalonnage dans l'appareil ne génère pas d'erreurs notables d'approximation par segmentation.

- **Pour chaque série d'échantillons d'eaux résiduaires**

- détermination de la variance expérimentale. Si, pour une valeur de turbidité donnée, on constate pour un site et pour des circonstances données (temps sec ou temps de pluie par exemple) une bonne reproductibilité, on pourra s'abstenir de déterminer la variance expérimentale à chaque fois ;

- vérification au moyen d'un étalonnage simplifié et réglage si nécessaire (voir paragraphe 6.5) ;

- mesurage de la turbidité sur les échantillons en utilisant la courbe d'étalonnage à jour.

## 6.2. Préparation du matériel et environnement

a) En fonction des besoins de l'utilisateur, on utilisera l'affichage de l'appareil et/ou sa sortie enregistreur (les opérations visant à assurer la qualité des résultats de mesure fournis par les capteurs de terrain doivent porter en priorité sur les indications fournies par la sortie enregistreur). Si on utilise la sortie enregistreur, on l'équipera d'un dispositif d'affichage adapté (ampèremètre de précision, afficheur à entrée numérique).

b) Mettre sous tension le turbidimètre pendant la durée préconisée par le constructeur pour atteindre les conditions de fonctionnement nominales.

c) Suivant les caractéristiques de l'appareil, l'indication de l'appareil peut être instable. Régler alors l'amortissement jusqu'au point d'obtention d'une stabilisation de l'affichage ou de la sortie enregistreur, sans inertie excessive (temps de réponse d'environ une minute). Une fois que ce réglage a été déterminé, ne plus le modifier. Si possible, le caractériser en termes de temps de réponse, par exemple en mesurant la durée nécessaire à la stabilisation de la lecture après une interposition d'un écran semi-opaque sur

le chemin optique (un écran totalement opaque court-circuite parfois la réaction du capteur). Si l'amortissement est insuffisant et/ou si on dispose d'un enregistreur suffisamment performant (dont l'entrée lui permet d'atteindre une précision supérieure à la résolution du turbidimètre), on peut enregistrer par exemple 12 à 24 valeurs du signal (cf. paragraphe 5.1).

d) Nettoyer soigneusement la sonde (à l'éthanol par exemple) et la sécher au papier Joseph en veillant à ne pas rayer les optiques.

e) Toujours rincer et sécher le béccher, la sonde et tout instrument entrant en contact avec les suspensions étalon, pour éviter de les polluer.

f) Maintenir les mesurandes à la température ambiante en les couvrant pour éviter leur contamination.

g) Éviter les conditions d'éclairage et de température fortes ou très variables (ensoleillement notamment).

## 6.3. Préparation des échantillons

- **Étalons**

L'étalon normalisé est la formazine dont la préparation et les conditions de conservation sont détaillées dans la norme NF EN ISO 7027. Après fabrication de la suspension mère à 4 000 unités (FAU ou FNU), il faut la laisser reposer 24 h à  $25\text{ °C} \pm 3\text{ °C}$ . Cette suspension est stable pendant environ quatre semaines si elle est conservée à une température de  $25\text{ °C} \pm 3\text{ °C}$  dans l'obscurité.

Un étalon secondaire, plus pratique à utiliser pour les étalonnages simplifiés, est le kieselgur (coquilles de diatomées) qui est obtenu simplement par pesée d'une masse de produit et ajout d'eau distillée pour compléter le volume défini par la concentration visée. Les caractéristiques exactes du kieselgur varient suivant les produits commerciaux, la correspondance avec la formazine est à établir pour chaque lot de produit. Il reste donc nécessaire de procéder de temps en temps à la confection d'étalons de formazine.

Si l'utilisateur ne dispose pas des conditions ou des équipements lui permettant de préparer des suspensions étalons de formazine selon les modalités indiquées ci-dessus, des produits commerciaux figurent dans la plupart des catalogues de fournitures de laboratoire d'analyse des eaux. Pour travailler dans

les meilleures conditions, on choisira des suspensions étalons primaires livrées avec leurs certificats d'étalonnage NIST (par exemple des solutions AMCO CLEAR® Primary Calibration Standards), indiquant la valeur nominale de l'étalon et l'incertitude sur cette valeur.

#### • Eaux résiduaires

À partir du flacon de prélèvement, on versera la totalité de l'échantillon à travers un tamis au passant de 2 mm dans un bécher. Si le volume de l'échantillon primaire nécessite la constitution d'un sous-échantillon, on veillera à bien homogénéiser l'échantillon primaire et à verser rapidement 0,5 à 1 l dans le bécher de mesure.

### 6.4. Réalisation du mesurage

Les suspensions (étalons et eaux résiduaires) ont tendance à décanter : il faut donc maintenir une agitation suffisante pour conserver une suspension homogène, sans pour autant provoquer l'entraînement de bulles qui affectent le mesurage de la turbidité. Tel est le but de la procédure suivante :

- a) remplir un bécher de capacité appropriée avec 0,5 à 1 l d'échantillon ;
- b) y plonger le capteur, l'incliner légèrement pour éviter que des bulles d'air éventuelles ne stagnent à proximité du chemin optique ;
- c) homogénéiser avec un agitateur magnétique sans créer ni vortex ni bulles d'air (par exemple à 700 tours/minute avec un barreau aimanté de 5 cm de long) ;
- d) attendre la stabilisation du signal : trois minutes suffisent en général pour des échantillons à température ambiante, mais un délai plus important peut être nécessaire pour atteindre l'équilibre thermique avec certains échantillons.

### 6.5. Vérification au moyen d'un étalonnage simple et réglage

La vérification permet de s'assurer que l'appareil n'a pas dérivé par rapport aux indications du dernier étalonnage et peut déboucher sur un réglage si cette dérive apparaît trop importante par rapport aux exigences de précision de l'utilisateur final des données. La vérification peut être utilisée dans le cadre du mesurage de la turbidité d'eaux résiduaires au labora-

toire, et aussi pour le contrôle d'appareils mis en œuvre en continu sur le terrain. Elle est fondée sur les observations obtenues lors d'un étalonnage, étalonnage qui peut éventuellement être simplifié (zéro est une valeur de référence).

Dans le cas d'un mesurage sur échantillon au laboratoire, on effectuera un réglage si la dérive est supérieure à l'erreur maximale tolérée (EMT). L'EMT est, par exemple, fixée à 3 fois l'écart-type caractérisant l'erreur totale (expérimentale + étalonnage) pour les valeurs considérées, mais elle peut être plus large, selon les besoins de précision de l'utilisateur.

Dans le cas de la vérification d'un capteur utilisé en continu, il est préférable de régler systématiquement le capteur, même s'il est dans les tolérances, pour éviter qu'un cumul de dérives successives finisse par aboutir à une vérification hors tolérances et à invalider la période de mesure écoulée depuis la vérification précédente.

#### • Matériaux et valeurs de référence

Pour le zéro : eau distillée ou déminéralisée. Pour la ou les valeurs de référence, utiliser l'étalon primaire normalisé (formazine) ou un étalon secondaire référencé par rapport à la formazine (kieselgur par exemple). Un réglage sur les deux extrémités de la gamme de mesure usuelle, soit 0-2 000 FAU ou 0-1 000 FNU, conviendra souvent mais ces valeurs sont à adapter aux caractéristiques de chaque effluent.

#### • Vérification et réglage du zéro

Faire un mesurage (une lecture) sur l'eau distillée dans les conditions décrites en 6.4 (l'agitation peut être nécessaire si on constate que des bulles d'air stagnent à proximité du chemin optique). Si la lecture présente un écart avec la valeur 0 supérieur à l'EMT en valeur absolue, agir sur le dispositif de réglage pour amener l'affichage à la valeur 0. On peut également effectuer ce réglage de manière systématique.

#### • Vérification et réglage de la valeur de référence

Faire un mesurage sur un étalon correspondant à une valeur de référence (2 000 FAU ou 1 000 FNU) dans les conditions décrites en 6.4. Si la lecture présente un écart avec la valeur de référence supérieur à l'EMT en valeur absolue, agir sur le dispositif de réglage pour amener l'affichage du transmetteur à la valeur requise. On peut également effectuer ce réglage de

manière systématique. Vérifier que le zéro n'a pas bougé, sinon recommencer la procédure de réglage.

### 6.6. Étalonnage complet

Un étalonnage complet permet de constater et de corriger la non-linéarité des appareils. Celle-ci est apparue comme le principal facteur d'erreur d'étalonnage sur les turbidimètres de terrain que nous avons testés et nous suggérons de la vérifier régulièrement. Comme la vérification, l'étalonnage peut être utilisé dans le cadre du mesurage de la turbidité d'eaux résiduelles au laboratoire, mais aussi pour le contrôle d'appareils mis en œuvre en continu sur le terrain. Un étalonnage complet permet également de déterminer l'incertitude d'étalonnage. Celle-ci peut, en théorie, être réduite autant que l'on veut en multipliant les niveaux et les gammes d'étalons. Mais en pratique, il suffit que l'effort consenti soit adapté aux exigences de l'utilisateur en termes de précision. La norme XP T 90-210 suggère un étalonnage sur cinq gammes indépendantes de six niveaux. Cette répétition sur cinq gammes permet à la fois de réduire l'incertitude due aux étalons et d'améliorer la correction de non-linéarité. Elle permet un gain en précision d'un facteur 2,24 (soit racine de 5) par rapport à un étalonnage sur une seule gamme.

Dans le cas d'étalons fabriqués au laboratoire en diluant une seule suspension mère, l'étalonnage sur une seule gamme ne permet pas d'observer l'effet de l'incertitude des étalons. Celle-ci peut être déterminée expérimentalement une fois pour toutes pour un type d'étalon donné et introduite ensuite dans les calculs d'incertitude effectués pour chaque appareil. De même, dans le cas de suspensions étalons commerciales certifiées NIST, leur incertitude est connue et peut être introduite directement dans les calculs d'incertitude.

#### • Nombre et répartition des niveaux d'étalonnage, répétitions

Pour minimiser l'incertitude relative d'étalonnage, nous proposons les six niveaux d'étalonnage suivants répartis exponentiellement : 0, 100, 250, 500, 1 000 et 2 000 FAU ou 0, 50, 125, 250, 500 et 1 000 FNU. Cinq répétitions (lectures), à des intervalles de temps supérieurs au temps de réponse de l'appareil amorti, permettent d'évaluer l'incertitude expérimentale pour

les matériaux étalons (cf. paragraphe 6.7) et de réduire son impact sur la courbe d'étalonnage.

#### • Réalisation d'un étalonnage sur une gamme

Réaliser cinq lectures pour chacun des six échantillons correspondants aux niveaux proposés ci-dessus, en rinçant et séchant la sonde entre chaque échantillon, et noter les résultats. Ajuster un polynôme de degré suffisant (voir par exemple [BERTRAND-KRAJEWSKI *et al.*, 2000] sur le choix du degré du polynôme), et déterminer l'incertitude sur cette courbe comme décrit en 4.

### 6.7. Détermination de la variance expérimentale

La variance expérimentale caractérise la répétabilité du mesurage. Elle dépend du matériau (eaux résiduelles ou étalon), de son conditionnement (homogénéisation) et de l'amortissement de l'indicateur. Elle est déterminée par des lectures successives, à un intervalle de temps supérieur au temps de réponse de l'appareil. Cinq répétitions (lectures) à des intervalles de temps supérieurs au temps de réponse de l'appareil amorti comme décrit en 6.2 sont en pratique largement suffisantes pour un usage opérationnel. En l'absence d'un amortissement suffisant, il faudra augmenter le nombre de lectures, mais la cadence de lecture peut également être augmentée.

## Conclusion

Le mesurage de la turbidité sur échantillon, réalisée au laboratoire ou sur le terrain à l'aide de capteurs à immersion utilisables en continu *in situ*, est une opération indispensable pour :

- obtenir des valeurs fiables de turbidité, comparables entre elles si elles sont issues de capteurs basés sur le même principe (atténuation ou diffusion) et de préférence du même modèle ;

- si l'application le requiert, établir des relations entre turbidité et paramètres réglementaires, en particulier la concentration en matières en suspension. La précision des estimations qui pourront être obtenues par ces relations restera tributaire des variations de caractéristiques des particules transportées par l'effluent.

L'application du protocole proposé de mesurage de la turbidité sur échantillon aboutit, pour le mesurage

en atténuation, à des incertitudes de l'ordre de 2 % de la valeur mesurée, avec un minimum de 5 FAU, sur les suspensions de référence comme sur les eaux résiduaires urbaines.

Pour obtenir cette précision, une attention particulière doit être portée à la non-linéarité des appareils et dans une moindre mesure à la précision des étalons. Pour les mesurages *in situ*, l'incertitude expérimentale peut être plus élevée et ne pourrait alors plus être négligée devant l'incertitude d'étalonnage.

Ces résultats correspondent à un mesurage sur échantillon à court terme. L'évaluation de la précision *in situ* sur le long terme, intégrant l'aspect traitement du signal et l'influence des facteurs d'environnement et de la dérive, fera l'objet d'un article ultérieur.

Les turbidimètres utilisables en eaux résiduaires ont atteint aujourd'hui un niveau de fiabilité relativement satisfaisant, permettant d'envisager une généralisation de leur emploi. Naturellement, des progrès technologiques sont toujours souhaitables, en termes de nettoyage et de traitement du signal. Cet article propose des protocoles rigoureux d'étalonnage et de vérification, assortis d'une évaluation complète des incertitudes. Leur mise en œuvre, par des personnels opérationnels formés, permettra rapidement d'obtenir des informations reproductibles et très utiles sur les réseaux d'assainissement et leur fonctionnement.

## Bibliographie

AUMOND M., JOANNIS C. (2006) : "Mesure en continu de la turbidité sur un réseau séparatif d'eaux usées : mise en œuvre et premiers résultats". La Houille Blanche, n°4, 121-128.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., LAPLACE D., JOANNIS C., CHEBBO G. (2000) : "Mesures en hydrologie urbaine et assainissement". Paris (France) : Technique et Documentation, 794 p. ISBN 2-7430-0380-4.

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.

MARECHAL A., AUMOND M., RUBAN G. (2001) : "Mise en œuvre de la turbidimétrie pour évaluer la pollution des eaux résiduaires". La Houille Blanche, n°5, pp.81-86.

MOURAD M., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., CHEBBO G. (2005) : "Sensitivity to experimental data of pollutant site mean concentration in stormwater runoff". Water Science and Technology, 51 (2), 155-162. ISSN 0273-1223.

NEUJILLY M., CETAMA (1998) : "Modélisation et estimation des erreurs de mesure". Paris (France) : Technique et Documentation, 704 p. ISBN 2-7430-0272-7.

NF EN ISO 7027 (2000) : "Qualité de l'eau - Détermination de la turbidité". Paris (France) : AFNOR, mars 2000, 14 p.

NF ISO 3534-1 (1993) : "Statistique - Vocabulaire et symboles - Partie 1 : probabilité et termes statistiques généraux". Paris (France) : AFNOR, décembre 1993, 47 p.

NF X 07-001 (1994) : "Vocabulaire international des termes fondamentaux et généraux de métrologie". Paris (France) : AFNOR, décembre 1994, 59 p.

NF X 07-011 (1994) : "Métrologie dans l'entreprise - Constat de vérification des moyens de mesure". Paris (France) : AFNOR, décembre 1994, 11 p.

RUBAN G. (1995) : "Mesure en continu de la pollution des rejets urbains de temps de pluie par voie optique". TSM - Techniques Sciences Méthodes, n°11, 835-836.

RUBAN G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.-L., CHEBBO G., GROMAIRE M.-C., JOANNIS C. (2006) : "Précision et reproductibilité du mesurage de la turbidité des eaux résiduaires urbaines". La Houille Blanche, n°4, 129-135.

RUBAN G., JOANNIS C. (2007) : "Évaluation de la précision des courbes d'étalonnage par la méthode de Monte Carlo : application à la turbidimétrie". Actes de la 6<sup>e</sup> conférence internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie, Novatech 2007, Lyon (F), 25-28 juin, 8 p.

Site Web de la Division Eau et Environnement du Laboratoire Central des Ponts et Chaussées : [http://www.lcpc.fr/fr/presentation/organigramme/div\\_eau/sources/index.php](http://www.lcpc.fr/fr/presentation/organigramme/div_eau/sources/index.php)

XP T 90-210 (1999) : "Qualité de l'eau - Protocole d'évaluation d'une méthode alternative d'analyse physico-chimique quantitative par rapport à une méthode de référence". Paris (France) : AFNOR, décembre 1999, 61 p.

### Sites internet

<http://www.turbidite-assainissement-cil.fr>

## Résumé

G. RUBAN, C. JOANNIS, M.-C. GROMAIRE,  
J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI, G. CHEBBO.

Mesurage de la turbidité sur échantillons :  
application aux eaux résiduaires urbaines

En réseaux d'assainissement urbains, le mesurage en continu de la turbidité est intéressant et utile comme alternative au mesurage des concentrations en matières en suspension. En effet, dans les effluents bruts de temps sec et de temps de pluie, de nombreux polluants sont majoritairement associés aux particules, et un mesurage en continu de la turbidité permet de suivre leur dynamique complexe. La mise en œuvre de ce mesurage *in situ* nécessite également la réalisation de mesurages de turbidité sur des échantillons, qu'il s'agisse de suspensions de référence (pour l'étalonnage, la vérification et le réglage des appareils) ou d'eaux résiduaires. Cet article analyse les sources d'incertitudes de ce type de mesurage et propose un mode opératoire permettant de les maîtriser.

## Summary

G. RUBAN, C. JOANNIS, M.-C. GROMAIRE,  
J.-L. BERTRAND-KRAJEWSKI, G. CHEBBO.

Performing turbidity measurement on  
samples : application to urban wastewaters

In urban sewer systems, the continuous measurement of turbidity is interesting and useful as a surrogate for suspended solid concentrations. In both dry weather wastewater and stormwater, many pollutants are mainly present in the particulate phase and the continuous measurement of turbidity allows monitoring their complex dynamics. To implement this measurement method *in situ*, it is necessary to perform turbidity measurements on samples as well, whether for reference suspensions (to calibrate, check or adjust devices) or for wastewater and stormwater. This paper analyses the sources of uncertainty affecting this type of measurement and proposes a protocol allowing to control them.