

**ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA
MAÎTRISE EN GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M.Ing.**

**PAR
FARID AMRARENE**

**CONTRIBUTION À L'ANALYSE DES INCERTITUDES ET DES
DYSFONCTIONNEMENTS DANS LA MÉTROLOGIE DES RÉSEAUX
D'ASSAINISSEMENT**

MONTRÉAL / LE 29 OCTOBRE 2002

CONTRIBUTION À L'ANALYSE DES INCERTITUDES ET DES DYSFONCTIONNEMENTS DANS LA MÉTROLOGIE DES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

Farid Amrarene

Résumé

Jusqu'à présent les méthodologies de validation des données hydrologiques sont basées sur l'analyse visuelle ou mathématique des séries chronologiques sans prise en compte de la spécificité de l'équipement de mesure utilisé.

Dans le cadre de notre travail, nous allons présenter en premier les différentes techniques et méthodes pour la mesure des principaux paramètres dans les réseaux d'assainissement, ainsi que les dysfonctionnements et incertitudes inhérentes aux équipements de mesure utilisés

Ensuite on présentera les différentes méthodes de traitement, de critique et de validation des grandeurs de mesures.

Enfin, une application à un cas expérimental réalisé au laboratoire d'hydraulique de l'École de technologie supérieure, nous permettra de bien étudier les dysfonctionnements et les incertitudes des appareils utilisés et l'application des méthodes de filtrages appropriées sur les données recueillies au cours de ces expériences.

CONTRIBUTION À L'ANALYSE DES INCERTITUDES ET DES DYSFONCTIONNEMENTS DANS LA MÉTROLOGIE DES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

Farid Amrarene

Sommaire

L'exploitation de résultats de mesure brute, susceptibles d'être entachés d'erreurs, doit être précédée d'un traitement, d'une critique et d'une validation des données, avant leur utilisation ultérieure.

En temps différé, les données validées sont destinées à :

- Évaluer l'efficacité de l'ensemble du système réseau-station d'épuration par rapport aux enjeux environnementaux;
- Suivre l'évolution des performances dans le temps et vérifier la conformité de fonctionnement des ouvrages vis-à-vis des contraintes réglementaires;
- Alimenter les modèles numériques d'évaluation et de conception des ouvrages avec des données fiables;
- Déterminer l'impact environnemental des nouveaux travaux et des règles de gestion des ouvrages sur de longues périodes.

En temps réel, les données validées permettent d'agir à distance sur les différents organes de contrôle pour utiliser d'une manière optimale la capacité de transport, de stockage et de traitement afin de minimiser les impacts des déversements et des inondations.

Jusqu'à présent les méthodologies de validation développées sont basées sur l'analyse visuelle ou mathématique des séries chronologiques sans prise en compte de la spécificité de l'équipement de mesure utilisé.

Nous présenterons en premier les différentes techniques et méthodes pour la mesure des principaux paramètres dans les réseaux d'assainissement, ainsi que les dysfonctionnements et incertitudes inhérents aux équipements de mesure utilisés.

Ensuite on présentera les différentes méthodes de traitement, de critique et de validation des données de mesure.

Enfin, une application à un cas expérimental réalisée au laboratoire d'hydraulique de l'ÉTS, nous permettra de bien étudier les dysfonctionnements et incertitudes des appareils utilisés et l'application des méthodes de filtrages appropriées sur les données recueillies au cours de ces expériences.

CONTRIBUTION TO THE ANALYSIS OF UNCERTAINTIES AND DYSFUNCTIONS IN THE METROLOGY OF PURIFICATION NETWORKS

Farid Amrarene

Abstract

The exploitation of measurement data, which are susceptible to be blemished of errors, must be precede by a processing, a critic and a validation of these data, before ulterior use.

In differed time, the validated data are destined to:

- Assess the efficiency of all the system of the network - purification station in relation to environmental stakes;
- Follow the time evolution of performances and verify the conformity of works to the constraints of regulations;
- To provide the digital models of assessment and conception of works with the reliable data;
- Determine the environmental impact of the new works and the rules of their management over long periods of time.

In real time, the validated data allow to act from a remote location on the different pouts of control to use in an optimal way the capacity of transportation, storage and processing in order to minimize impacts of tipping and floodings.

So far, the methodologies of validation developed are based on the visual or mathematical analysis of the chronological series without considering the specificity of the measurement equipment used.

First, we will present the different techniques and methods used for the measurement of various parameters in the networks of purification, as well as dysfunctions and uncertainties inherent to the usual measurement facilities.

Afterwards, we will present the different methods of processing, critic and validation of measurement data.

Finally, an application to an experimental case achieved at the laboratory of hydraulics of ÉTS, will allow us to study dysfunctions and uncertainties of devices used and the application of the suitable filtering methods on data collected during these experiments.

REMERCIEMENTS

Je tiens à exprimer ma reconnaissance et mes remerciements à mon directeur de recherche Monsieur Saad Bennis professeur au département de la construction de l'ÉTS, pour son soutien moral et financier, pour ces conseils judicieux sur l'art et la manière de mener une recherche et une étude de qualité.

Je remercie aussi les membres de jury, Messieurs France Bernard et Louis Lamarche.

Enfin, je dédis ce travail à mon père *Bélaid* et ma mère *Ghénima*, qui sont des êtres sains d'esprit, ils m'ont procuré un soutien exceptionnel, sans oublier mes frères et sœurs.

TABLE DES MATIÈRES

	Page
SOMMAIRE	i
ABSTRACT.....	ii
REMERCIEMENTS.....	iii
TABLE DES MATIÈRES.....	iv
LISTE DES TABLEAUX.....	v
LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS ET SIGLES	vi
INTRODUCTION	1
CHAPITRE 1 : CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET.....	3
1.1 Les enjeux moteurs des mesures des rejets urbains de temps de pluie ..	3
1.1.1 Les enjeux liés à l'environnement et à l'écologie	3
1.1.2 Les enjeux liés à la réglementation.....	4
1.1.3 Les enjeux liés aux questions politiques.....	6
1.1.4 Les enjeux liés aux questions économiques	6
CHAPITRE 2 : LA MÉTROLOGIE DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT..	10
2.1 Introduction	10
2.2 Problèmes liés à l'évaluation des rejets urbains de temps de pluie....	10
2.3 Considérations méthodologiques.....	12
2.3.1 Les objectifs.....	12
2.3.2 Les paramètres à mesurer	13
2.3.3 Choix du point de mesure	14
2.3.4 Disponibilité des moyens.....	15
2.4 Les données caractéristiques du bassin versant et du réseau.....	16
2.4.1 Le bassin versant	16
2.4.2 Le réseau d'assainissement.....	17

CHAPITRE 3 : MESURE DE LA PLUIE.....	18
3.1 Introduction	18
3.2 Les pluviomètres.....	19
3.2.1 Incertitudes.....	20
3.3 Les pluviographes à augets basculants	22
3.3.1 Incertitudes	23
3.4 Radars météorologiques	25
CHAPITRE 4 : MESURE DE LA HAUTEUR ET DE LA VITESSE DANS LES RESEAUX D'ASSAINISSEMENT.....	29
4.1 Mesure de la hauteur d'eau.....	29
4.1.1 Mesure directe de la hauteur d'eau	29
4.1.1.1 Mesure de la hauteur d'eau par les capteurs ultrasonores	30
4.1.1.2 Incertitudes	31
4.1.2 Mesure directe de la pression	32
4.1.2.1 Incertitudes	34
4.1.3 Mesure indirecte de la pression	35
4.1.3.1 Incertitudes	37
4.2 Mesure de la vitesse de l'eau dans les réseaux d'assainissement.....	38
4.2.1 Mesure de la vitesse moyenne par effet Doppler	38
4.2.2 Incertitudes de mesure	40
4.2.3 Caractéristiques techniques des capteurs ultrasonores	43
CHAPITRE 5 : MESURE DES DÉBITS DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT.....	45
5.1 Introduction	45
5.2 Objectifs des mesures du débit dans les réseaux d'assainissement	46
5.3 Types d'écoulements	47
5.4 Environnement de mesure	47
5.4.1 Collecteurs d'eaux usées	47
5.4.2 Choix du site et des points de mesure.....	48
5.4.3 Adaptation de la méthode et de la technologie au site de mesure	49
5.5 Détermination des débits à partir des vitesses et hauteurs.....	50
5.5.1 Incertitude résultante sur le débit.....	52
5.5.2 Avantages	52
5.6 Détermination du débit par des déversoirs	53
5.6.1 Déversoir à seuil mince	54
5.6.2 Déversoirs à seuil épais et canaux jaugeurs.....	56
5.6.3 Incertitude sur le débit	56
5.6.4 Choix du type de déversoir	58

CHAPITRE 6 : MESURE DE LA CONCENTRATION DES POLLUANTS DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT.....59

6.1	Introduction	59
6.2	Les types de pollution.....	59
6.3	Les sources de pollution	60
6.4	Les conséquences de la pollution	61
6.5	Choix du site de prélèvement des échantillons.....	63
6.6	Choix des points de mesure.....	64
6.7	Les paramètres polluants dans les réseaux d'assainissement	65
6.8	Mesure de la concentration par analyses sur prélèvements	67
6.8.1	Échantillonnages des prélèvements	67
6.8.2	Les prélèvements d'échantillons	69
6.8.3	Les techniques de prélèvement.....	70
6.8.4	Choix de la technique de prélèvement.....	71
6.8.5	Détermination des débits massiques.....	73
6.8.6	Incertitudes	74
6.9	Mesure des polluants par Turbidimétrie.....	74
6.9.1	Turbidité	75
6.9.2	Paramètres polluants mesurables par turbidimétrie	77
6.9.3.1	Mesure de la lumière diffusée	78
6.9.3.2	Relation entre lumière diffusée et concentration en MES	81
6.9.3.3	Système de nettoyage	82
6.9.3.4	Caractéristiques techniques des turbidimètres.....	82
6.9.3.5	Installation d'un capteur optique	83
6.9.3.6	Étalonnage et vérification des turbidimètres	84
6.9.3.7	L'opération d'étalonnage.....	85
6.9.3.8	Unités de la turbidité.....	86

CHAPITRE 7 : MESURE D'AUTRES PARAMÈTRES DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT.....87

7.1	Mesure de l'oxygène dissous (<i>OD</i>)	87
7.1.1	La cellule galvanique.....	87
7.1.2	La cellule polarographique	88
7.1.3	Avantages et caractéristiques des appareils de mesure de l' <i>OD</i>	88
7.1.4	Instruments de mesure	89
7.1.5	Étalonnage	90
7.2	La mesure de pH (potentiel Hydrogène)	91
7.3	Conductivité	92
7.4	La température.....	93

7.5	Avantages et inconvénients	93
CHAPITRE 8 : TRAITEMENT, CRITIQUE ET VALIDATION DES DONNÉES.....		95
8.1	Introduction	95
8.2	Organisation des données	96
8.2.1	Acquisition des données	96
8.2.2	Traitemet des données	97
8.2.3	Contrôle et validation des données	97
8.2.4	Organisation des données	98
8.2.5	Diffusion et publication	99
8.3	Utilisation d'un logiciel de validation (<i>PreVal</i>)	100
8.3.1	Techniques univariées de filtrage	100
8.3.1.1	Filtres moyenneurs	101
8.3.1.2	Filtre à régression linéaire	101
8.3.1.3	Filtre à régression quadratique	102
8.3.1.4	Filtre médian.....	103
8.3.1.5	Filtre Wisoriseur.....	103
8.3.1.6	Filtre fréquentiel	105
8.3.1.7	Liseur de Fraser	107
8.3.2	Techniques de filtrage multivariés	109
8.3.2.1	Modèles multifiltres	110
CHAPITRE 9 : APPLICATION À UN CAS EXPÉRIMENTAL.....		115
9.1	Introduction	115
9.2	Cadre théorique et méthodologique.....	116
9.2.1	Description des instruments de mesure	116
9.3	Traitemet, critique et validation des données	118
9.4	Utilisation d'un logiciel de validation (<i>PreVal</i>)	119
9.4.1	Méthodes unifiltres.....	120
9.4.2	Méthodes multifiltres.....	121
9.4.3	Le logiciel PreVal.....	122
9.5	Observations, résultats et validation finale.....	124
CONCLUSION GÉNÉRALE.....		138
BIBLIOGRAPHIE.....		140

LISTE DES TABLEAUX

	Page
Tableau I Concentration des contaminations tolérées	5
Tableau II Classification des différents types de polluants	66
Tableau III Avantages et inconvénients des différents modes d'échantillons	69
Tableau IV Avantages et inconvénients des prélèvements manuels et automatiques....	72
Tableau V Équivalences approximatives entre différentes unités de turbidité	86
Tableau VI Incertitudes sur H et V en fonction de la position de l'obstacle.....	126

LISTE DES FIGURES

	Page
Figure 3.1	Principe du pluviomètre
Figure 3.2	Nombre de pluviomètres nécessaires
Figure 4.1	Capteur ultrasonore aérien en collecteur circulaire
Figure 4.2	Schéma de principe du capteur bulle à bulle
Figure 4.3	Principe de la mesure de la vitesse par effet Doppler
Figure 5.1	Déversoirs rectangulaires et triangulaires
Figure 5.2	Autres types de déversoirs.....
Figure 6.1	Répartition angulaire de la lumière diffusée
Figure 6.2	Relation entre l'intensité et la lumière diffusée.....
Figure 9.1	Schéma de l'installation au laboratoire
Figure 9.2	Position de l'obstacle dans la conduite
Figure 9.3	Comparaison des hauteurs brutes données par les deux capteurs
Figure 9.4	Comparaison des hauteurs pré-validées par PreVal
Figure 9.5	Comparaison des hauteurs validées (multifiltres)
Figure 9.6	Comparaison des vitesses historiques et validées
Figure 9.7	Comparaison des débits validés
Figure 9.8	Comparaison des débits donnés par l'instrument et validés.....
Figure 9.9	Comparaison des hauteurs brutes données par les capteurs
Figure 9.10	Comparaison des hauteurs pré-validées
Figure 9.11	Comparaison des hauteurs validées (unifiltres).....
Figure 9.12	Comparaison des hauteurs validées (multifiltres)
Figure 9.12	Comparaison des vitesses historiques et validées
Figure 9.13	Comparaison des débits donnée par l'instrument et validés

LISTE DES ABRÉVIATIONS ET DES SIGLES

COD	Carbone Organique Dissous
COT	Carbone Organique Total
DBO₅	Demande Biochimique en Oxygène
DCO	Demande Chimique en Oxygène
FTU	Formazine Turbidité Unité
MES	Matières En Suspension
MS	Matières Sédimentables
MST	Matières Sèches Totales
OD	Oxygène Dissous
pH	potentiel Hydrogène
UTN	Unité Turbidité Néphélémétrique

INTRODUCTION

Les objectifs de ce travail sont de connaître les principes métrologiques des principaux éléments constitutifs des réseaux d'assainissement, de savoir apprécier le résultat des mesures en liaison avec leur précision et d'évaluer les moyens d'organisation des données compte tenu de leur diversité.

Les résultats de mesure dans les réseaux d'assainissement ne représentent pas toujours de façon fidèle la réalité. Il est possible que la mesure soit juste mais qu'elle ne représente pas ce qu'on désire mesurer (comme par exemple lorsque d'autres phénomènes se sont produits pendant la mesure : travaux de construction, de curage, dérivation d'une partie des eaux en ce point, intrusions des eaux parasites provenant d'arrosages, du nettoyage des rues, ou encore de la fonte des neiges).

La prise en compte des ces données, même en faible nombre, pourrait perturber les résultats issus de leur exploitation ultérieure.

Les mesures dans les réseaux d'assainissement sont effectuées dans des conditions très hostiles et défavorables, où les instruments de mesure sont soumis à des contraintes techniques et opérationnelles, tant humaine qu'environnementales, outre les erreurs induites par les instruments de mesure mis en œuvre.

Ces mesures obtenues par différents instruments sont utiles pour la compréhension du fonctionnement des ouvrages. C'est pourquoi il est indispensable avant toute utilisation des données, de critiquer et de valider la campagne des mesures, afin de marquer les valeurs qui nous semblent erronées. Cette phase de validation et de critique des données a pour objectif d'identifier, afin de marquer les mesures entachées d'erreurs aberrantes ou systématiques, ainsi que d'évaluer les incertitudes sur les valeurs mesurées.

La chaîne de mesure des données, qui comprend un capteur, un dispositif de codage et un enregistreur génère une information brute qu'il est nécessaire d'analyser, de critiquer et éventuellement de corriger (élimination de valeurs isolées aberrantes, prise en compte d'une modification temporaire de la section de mesure...). Ces différentes étapes ne sont pas chronologiques mais interviennent tout au long du traitement, de l'enregistrement de terrain jusqu'à l'insertion des données dans la banque de données hydrologiques.

De même, le résultat ultime (par exemple le débit), est à son tour soumis à un processus de vérification avant validation. Il faut avoir présent à l'esprit que ces différentes phases de traitement, de critique et de validation des données demandent du temps et une certaine expérience. Ainsi, si la production de données provisoires de bonne qualité dans un délai court s'avère possible, il doit être clair que la critique requiert du recul et que la validation ne peut se faire dans la précipitation. D'ailleurs certains contrôles ne peuvent être mis en œuvre qu'avec des chroniques de plusieurs données.

CHAPITRE 1

CONTEXTE GÉNÉRAL DU PROJET

1.1 Les enjeux moteurs des mesures des rejets urbains de temps de pluie

1.1.1 Les enjeux liés à l'environnement et à l'écologie

Depuis des générations, l'eau a été considérée comme une ressource commune pour le bien être ou encore comme la source de catastrophes, d'inondations, difficilement maîtrisables.

Avec la montée des idées écologiques et la prise de conscience des problèmes liés à l'environnement, l'eau est devenue non seulement un patrimoine à protéger mais aussi, un milieu susceptible d'être valorisé.

Dans les conditions actuelles des réseaux d'assainissement, on constate que les apports discontinus des eaux pluviales peuvent produire trois types d'effets en fonction de la nature des polluants véhiculés par ces rejets :

- Les effets brutaux (effets de chocs) qui sont caractérisés par des apports brutaux d'eau fortement polluée (désoxygénée, de matières en suspension, de matières organiques biodégradables, de micro-polluants et de bactéries) qui engendrent une dégradation momentanée du milieu récepteur. On remarque une récupération rapide du biotope pour retrouver son état initial, mais la biocénose peut s'en trouver affectée de façon plus ou moins irrémédiable. L'analyse des ces phénomènes nous oblige à tenir compte du nombre de pics et de leur fréquence.
- Les effets différés ou par accumulation qui sont caractérisés par des accumulations des polluants (matières en suspension, de matières organiques et les métaux lourds). Ces polluants peuvent être progressivement rejetés dans

l'eau (Trabuc, 1989). Leurs caractéristiques peuvent être assimilées à des rejets continus des stations d'épuration.

- **Les effets chroniques sur la biocénose sont souvent mentionnés dans les rapports des spécialistes.** Ces effets sont caractérisés par la non-récupération des espèces animales et végétales entre deux événements successifs de la qualité de l'eau. Cette dégradation due à la non-récupération se traduit par une altération progressive de ces espèces, alors que la qualité de l'eau reste globalement stable. Ce phénomène est susceptible d'être influencé par la fréquence de retour de ces événements.

Les effets engendrés par les rejets urbains de temps de pluie peuvent avoir des conséquences néfastes sur les écosystèmes (Chebbo et al., 1995) comme suit :

- des problèmes de manque d'oxygénation des milieux récepteurs pouvant entraîner des taux de mortalité assez élevés des piscicoles ;
- des problèmes d'eutrophisation dus aux apports pollués composés d'azote ou de phosphore (Crouzet et al., 1982) ;
- des problèmes de contamination toxiques (Courtois, 1987), pouvant engendrer des déformations génétiques (Wolterbeek et al., 1995), des disparitions d'espèces (Seager et al., 1989).

1.1.2 Les enjeux liés à la réglementation

La transposition de l'aspect réglementaire a profondément modifié la politique de l'assainissement. Les rejets des villes seront gérés selon une approche globale et avec de nouveaux objectifs, et donc, de nouvelles contraintes d'exploitation des stations d'épurations dont notamment, la prise en compte des rejets urbains de temps de pluie.

Lorsque l'on parle de lois ayant pour sujet l'environnement, les paliers de gouvernement fédéral, provincial et municipal ont leur rôle à jouer. Plus

particulièrement en matière de réseau d'égout et de déversement, chacun a entériné différentes dispositions pour préserver et protéger l'environnement. À titre indicatif, les réseaux d'égouts de la ville de Montréal déversent ces eaux usées dans le cours d'eau adjacent à ses émissaires, soit le fleuve Saint-Laurent, ou la rivière des Prairies. En matière de déversement dans des cours d'eau, tous les paliers de gouvernements ont des règles qui se chevauchent. Toutefois, nous allons nous attarder aux règles de la ville de Montréal puisqu'elles sont pour le moins plus sévères que celles émanant du gouvernement fédéral. Par son règlement 87 portant sur les rejets des eaux usées dans les réseaux d'égout et les cours d'eau, la ville de Montréal dispose de critères pour évaluer la qualité des eaux admissibles à des déversements. Le tableau suivant présente un résumé des limites en terme de concentration de contaminant qu'il est permis de déverser dans un cours d'eau.

Tableau I

Concentration des contaminations tolérées¹

Contaminant	Concentration
Sulfures totaux S	1 mg/L
Arsenic total As	1 mg/L
Chlore total Cl ₂	1 mg/L
Chlorures totaux Cl	1 500 mg/L
Chrome total Cr	1 mg/L
[...]	

[¹ Règlement 87, article 11, alinéa 7, ² Règlement 87, article 11, alinéa 8].

À l'article 11, le règlement stipule qu'«Il est interdit de rejeter ou de permettre le rejet, dans un réseau d'égout pluvial ou dans un cours d'eau: [...]un liquide ou une substance qui contient plus de 2 400 bactéries coliformes par 100 millilitres de solution ou plus de 400 coliformes fécaux par 100 millilitres de solution [...]»²

1.1.3 Les enjeux liés aux questions politiques

Cette nouvelle vision des cours d'eau, dont nous parlions précédemment, est aujourd'hui partagée par les citoyens mais aussi par les politiciens élus par ces derniers. Les politiciens sont obligés de tenir compte des directives réglementaires, des contraintes budgétaires mais aussi de répondre aux attentes de leurs électeurs.

De nouveaux défis liés à l'environnement de l'eau émergent ces derniers temps :

- des défis économiques : tourisme, loisir, sport, artisanat, valorisation foncière et immobilière;
- des défis urbains : esthétique des villes, patrimoine architectural, interaction entre le bâti et l'eau;
- des défis sociaux : à caractère culturel, sportif...

1.1.4 Les enjeux liés aux questions économiques

L'assainissement de l'ère moderne qui englobe le contexte écologique, réglementaire et politique, nécessite des dépenses importantes. Pour réduire la pollution due aux rejets urbains de temps de pluie, les solutions proposées représenteront une somme considérable pour réaliser cet investissement.

De nombreuses solutions sont proposées pour réduire les rejets urbains de temps de pluie (Chocat et al., 1997).

Un premier groupe de solutions consiste à utiliser le même principe que pour les rejets de temps sec, c'est à dire à concevoir des systèmes qui acheminent les flux vers des unités de traitement. Plusieurs options peuvent être choisies.

Certains auteurs envisagent l'utilisation des stations d'épuration traditionnelles. Si on se réfère à la réglementation, si nous prenons pour hypothèse que les événements exceptionnels sont de l'ordre de 4 à 5 fois par an, une solution qui vise à l'utilisation des stations d'épuration qui sont dimensionnées pour un débit de 1.5 à 2 fois le débit de temps sec nécessiteraient de multiplier par 5 les ouvrages et d'y ajouter des installations de stockage pour arriver à un même niveau de traitement des effluents par temps de pluie que par temps sec (Chocat 1992). Un tel investissement nécessite beaucoup de ressources financières qu'il n'est guère possible d'envisager pour la plupart des municipalités.

De nombreuses études tendent à montrer que cette solution induit des difficultés encore difficilement surmontables principalement liées à la nature de la pollution à traiter (Renard et al., 1994), (Rouleau et al., 1996), (Wenger et al., 1996).

D'autres auteurs préconisent l'utilisation d'unités spécifiques de traitement. Les ouvrages de décantation sont préconisés pour la pollution qui véhicule des particules solides qui sont susceptibles à la décantation (Chebbo 1992), (Saget et al., 1994).

Le rendement efficace des solutions précédemment évoquées doit être associé à un niveau des ouvrages de collecte et de transport, ce qui se traduit par une amélioration des réseaux d'assainissement. Ces améliorations peuvent concerner les organes spéciaux comme les déversoirs d'orage si par exemple, ils rejettent des effluents au milieu naturel avant que les capacités de traitement ou de stockage en réseau ne soient excédées. Elles peuvent viser à la diminution des infiltrations parasites par des solutions alternatives qui contribuent à augmenter les volumes et à diminuer les concentrations, à l'amélioration

du transport solide dans le réseau pour faciliter l'acheminement de la pollution vers les ouvrages de traitement.

Un second groupe de solutions consiste à mener des actions préventives pour réduire à la source les flux des polluants susceptibles d'être mobilisés par temps de pluie. Dans ce cas, plusieurs solutions peuvent être retenues.

Des interventions sur le réseau d'assainissement peuvent limiter l'envasement. Comme par exemple, leur réhabilitation ou encore des campagnes de curage peuvent être effectuées plus fréquemment.

Pour réduire les volumes d'eaux de ruissellement, l'implantation de techniques alternatives au réseau d'assainissement est de plus en plus envisagée (Azzout et al 1994). Ces dernières consistent à remplacer les solutions tout dans les égouts, par des solutions visant à une gestion locale des eaux de ruissellement. Deux principes peuvent être utilisés : le stockage de l'eau ou/et son infiltration.

Quelles que soient les solutions préconisées (curatives ou préventives), elles doivent faire l'objet d'une évaluation qualitative et quantitative des apports actuels ou futurs de temps de pluie afin de choisir une solution adaptée, pour améliorer ou dimensionner des ouvrages ou bien pour déterminer leur efficacité en matière de dépollution.

L'évaluation des séries de mesures aussi bien quantitative que qualitatives des rejets urbains de temps de pluie dans les réseaux d'assainissement est un enjeu majeur pour une amélioration du rendement de ces réseaux.

Conclusion

La réglementation actuelle oblige les municipalités à adopter une démarche plus logique dans leur politique d'assainissement et de contrôler les concentrations des polluants rejetés dans le milieu récepteur. Les municipalités doivent désormais raisonner sur l'ensemble des charges polluantes émises sur la zone desservie par un assainissement collectif, et notamment tenir compte d'une partie du flux de pollution produit par temps de pluie.

Les surcharges dans les stations d'épuration par temps de pluie ont fait ressortir deux éléments favorables au développement des ouvrages actuels :

- la réglementation actuelle les autorise à déverser et prévoit des aménagements dans ce cas;
- les investissements se feront avec un compromis coût, efficacité et milieu naturel.

Cependant, il reste beaucoup à faire afin de développer les modalités pratiques de mise en place d'une stratégie qui permet l'admission des surcharges en station. Mais il faut tenir compte de son efficacité et prévoir les limites dans lesquelles cette stratégie peut être appliquée sans compromettre le bon fonctionnement de la station et la qualité du milieu récepteur.

CHAPITRE 2

LA MÉTROLOGIE DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

2.1 Introduction

La métrologie est la science qui étudie les mesures. En hydrologie urbaine, le terme est souvent associé à tout un ensemble de méthodes et de matériels et outils visant l'organisation, le suivi et l'analyse de mesures menées en différents points dans les réseaux d'assainissement.

Après une présentation des différents points du système où il est judicieux de réaliser des mesures, nous présenterons les incertitudes inhérentes à ces mesures, et enfin, les différentes techniques de mesure disponibles.

Dans les réseaux, au niveau d'un déversoir d'orage ou encore dans le milieu récepteur, à l'amont et à l'aval du rejet, les mesures de débits et concentrations peuvent s'effectuer par temps sec comme par temps de pluie. La mesure des concentrations est essentiellement associée à un objectif d'étude d'impact des rejets sur le milieu récepteur.

Les méthodes et matériels mis en œuvre pour réaliser de telles mesures sont conditionnées par plusieurs facteurs (les normes de rejet, les coûts, l'efficacité, l'environnement...).

2.2 Problèmes liés à l'évaluation des rejets urbains de temps de pluie

Le premier problème est lié au caractère aléatoire de la pluie, qui est non maîtrisable et non reproductible.

Pour une étude efficace des rejets urbains de temps de pluie liés à un événement pluvieux, les systèmes de mesures doivent donc être prêts à fonctionner à tout moment. Cette efficacité implique la mobilisation d'un personnel qualifié pour réaliser la maintenance, l'intervention pendant ou après la pluie et l'utilisation d'appareils fiables pour éviter les dysfonctionnements des appareils de mesure.

Un second problème est lié au caractère aléatoire et transitoire des événements pluvieux. Ce caractère se traduit par une variabilité qui peut être importante du régime hydraulique dans le réseau d'assainissement. Les variations de niveau, le contrôle aval des écoulements et les mises en charge sont autant de facteurs souvent mal connus a priori, susceptibles de poser des problèmes non seulement pour la mesure elle-même, mais aussi pour la pérennité du matériel.

Un troisième problème est lié à la composition et la nature des effluents de temps de pluie. Les eaux qui transitent dans les réseaux d'assainissement sont insalubres et hostiles à la mesure. Ce milieu humide et très corrosif favorise les pannes, l'encrassement des capteurs.

Il y a plusieurs critères importants dans le choix d'une méthodologie. Les principaux critères sont :

- **Les objectifs;**
- **Les paramètres à mesurer;**
- **Le choix du site de mesure;**
- **Les moyens disponibles.**

2.3 Considérations méthodologiques

2.3.1 Les objectifs

Une définition claire et complète des objectifs est indispensable avant la mise en place d'une implantation de matériel de mesure, car elle implique les données à acquérir.

On peut distinguer trois types d'objectifs :

- Une meilleure connaissance des rejets : malgré une histoire qui commence à être longue, il apparaît toujours nécessaire d'améliorer les connaissances sur la caractérisation qualitative et quantitative des effluents urbains de temps de pluie. Ces études pourront viser à apprendre sur l'influence des paramètres du bassin versant sur les paramètres de pollution, les mécanismes régissant les phénomènes de transport et remise en suspension dans les réseaux, l'influence des caractéristiques pluviométriques sur celles du déversement, l'évaluation des caractéristiques de ces rejets.
- La recherche d'appareils pour tester l'efficacité des solutions proposées pour limiter les rejets urbains de temps de pluie : les mesures peuvent avoir comme objectif de tester l'efficacité d'un bassin de sédimentation ou de rétention, de comprendre le comportement de la station d'épuration et le fonctionnement du réseau d'assainissement par temps de pluie.
- Le dernier objectif peut être l'étude de la gestion en temps réel des réseaux d'assainissement. Actuellement de nouveaux outils fondés sur la gestion en temps réel sont apparus dans la nomenclature de l'hydrologie urbaine. Ils visent à utiliser au mieux le système existant en modulant sa configuration en temps réel, afin de limiter les déversements. Les outils de mesures ont pour rôle de tester et de vérifier l'efficacité de tels outils.

2.3.2 Les paramètres à mesurer

Le choix des paramètres à mesurer dépend des objectifs de l'étude, mais aussi des contraintes de celles-ci.

Dans les réseaux d'assainissement, les mesures de débit et qualité s'effectuent généralement en simultané afin de faire une relation entre les variations qualitatives et quantitatives. Celles-ci sont très variables d'un site à l'autre, d'un événement pluvieux à un autre voir même au cours d'un événement pluvieux. L'étude des rejets urbains en temps de pluie nécessite donc des mesures spécifiques pour chaque site en fonction des objectifs recherchés.

Deux types de mesures sont distingués : la mesure effectuée *in situ* (sur le terrain) et la mesure en laboratoire.

La mesure *in situ* peut être réalisée soit en continu soit en mesure ponctuelle, dans tous les cas l'obtention des résultats est instantanée. C'est le cas des mesures quantitatives telles les mesures de hauteurs ou vitesses d'eau dans les collecteurs.

L'analyse en laboratoire est nécessaire pour la connaissance de la qualité, et elle exige plusieurs étapes : le prélèvement, l'échantillonnage, le prétraitement et l'analyse. Vu les caractéristiques des eaux de ruissellement urbain, il est nécessaire d'acquérir des mesures sur les principaux paramètres polluants tels que : *MES*, *DBO*, *DCO*, bactéries, hydrocarbures et métaux lourds. Du fait des coûts très élevés de telles analyses, les campagnes de mesures réalisées tendent à minimiser le nombre de paramètres à mesurer.

Enfin, en fonction de l'objectif, on pourra s'intéresser à un point de rejet particulier du réseau d'assainissement (mesures directes des rejets au niveau de déversoirs d'orage, à l'amont d'un rejet vers un milieu récepteur) et/ou aux rejets

globaux du réseau (mesure en réseau puis évaluation des rejets par bilan de flux produit et transité). On pourra choisir d'évaluer les variations de la qualité des rejets urbains de temps de pluie pendant les événements pluvieux et/ou la qualité moyenne de chaque rejet mesuré.

Afin de préparer et de réaliser dans les meilleures conditions possibles les mesures citées ci-dessus, des campagnes de mesures préliminaires sur le site à étudier sont nécessaires pour le bon emplacement des appareils de mesure.

2.3.3 Choix du point de mesure

Le point de mesure sera choisi en fonction des objectifs fixés, des informations citées précédemment (qui pourront influencer la qualité des eaux ou son écoulement), mais aussi en fonction de considérations pratiques de mise en œuvre. Celles-ci impliquent en effet :

- une facilité d'accès et de stationnement au point de mesure;
- la sécurité du matériel installé face au vandalisme;
- un accès facile aux lignes téléphoniques si on installe un système de gestion en temps réel, ainsi qu'aux lignes électriques;
- une facilité d'installation du matériel de mesure.

Le bon choix de l'emplacement des points de mesures va dépendre de la bonne connaissance du réseau d'assainissement, de son fonctionnement, de son état. Il importe de connaître la longueur, la section, la cote des collecteurs, la présence de singularité, ou d'ouvrages spéciaux (déversoir d'orage, station de pompage, chambre de dessablement,...). Si les données structurelles du réseau ne sont pas disponibles sur plan, des enquêtes et des relevés de terrain seront nécessaires.

Aussi, il est nécessaire de connaître les spécificités de fonctionnement du réseau, telles les influences aval, les mises en charges locales, les infiltrations, les mauvais branchements, les points d'intrusions particuliers dans le réseau, les entrées d'eau de ruisseau par déversoir d'orage, les pratiques de curage ou de travail dans le réseau.
Même si elle paraît fastidieuse, cette recherche d'informations sur le réseau d'assainissement est indispensable pour la bonne localisation des points de mesures (par exemple loin des singularités pouvant influer sur les écoulements par temps de pluie), et pour une meilleure interprétation des résultats ultérieurs des mesures.

2.3.4 Disponibilité des moyens

Pour réaliser une bonne campagne de mesure, la disponibilité de plusieurs facteurs est nécessaire à l'image des moyens financiers, matériels et humains.
Le nombre de points de mesures, la durée de la campagne de mesures et les paramètres à mesurer sont souvent limités par les dispositions financières.

Dans la majorité des cas, la collecte des informations quantitatives des mesures est faite à l'aide d'outil informatique et elle nécessite peu de moyen.

Par contre, dans le cas de l'évaluation de la qualité, on a recours à la prise d'échantillons qui nécessite la disponibilité d'un personnel important pour intervenir avant et/ou après un événement pluvieux dans les cas des prélèvements manuels d'échantillons.

2.4 Les données caractéristiques du bassin versant et du réseau d'assainissement

2.4.1 Le bassin versant

Le débit à l'exutoire d'un bassin versant est souvent déterminé par les conditions climatiques de la région et aussi par l'utilisation du territoire.

Ce débit est influencé par les diverses caractéristiques du bassin versant (la pente du terrain et des cours d'eau, la fonte des neiges, le tapis végétal, évapotranspiration...). De même, le régime d'écoulement dans le bassin versant dépend de la nature du sol et l'épaisseur de la couche perméable.

En pratique les données sur le bassin versant sont disponibles sur plans ou fichiers informatisés, les données relatives au bassin versant doivent en partie être vérifiées sur terrain, notamment en ce qui concerne l'occupation des sols (sols imperméables et perméables) qui peut évoluer de façon considérable.

Une enquête sur terrain est nécessaire pour déterminer les spécificités du régime de ruissellement comme la contribution de certaines surfaces raccordées ou non au ruissellement.

La connaissance des caractéristiques du bassin versant a pour objectif de déterminer la contribution des surfaces dans le ruissellement. Chacune des surfaces urbaines apporte sa propre contribution au ruissellement (en fonction de leur nature et leur fonction). L'eau ne ruisselle pas de la même manière sur une chaussée, un toit, terrain du sport...

2.4.2 Le réseau d'assainissement

Les caractéristiques des réseaux d'assainissement (données géométriques) sont en général disponibles sur plans ou fichiers électroniques. Mais souvent ces données ne sont pas mises à jour (diamètre de conduite erroné, déversoirs d'orages ne sont pas mentionnés, côtes manquantes, interventions non répertoriées...)

Les particularités de fonctionnement du réseau d'assainissement peuvent être obtenues au moyen d'études antérieures ou bien par l'intermédiaire de rencontres avec le personnel de l'exploitation des réseaux.

Les caractéristiques du bassin versant et du réseau d'assainissement pourront être entachées d'importantes erreurs à cause des difficultés à acquérir certaines informations et méthodes utilisées pour les évaluer essentiellement lors d'enquêtes sur terrain.

CHAPITRE 3

MESURE DE LA PLUIE

3.1 Introduction

La connaissance des précipitations constitue un élément fondamental pour l'étude et la compréhension du fonctionnement des systèmes d'assainissement (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Les précipitations sont regroupées en deux classes :

- Les précipitations à caractère stratiforme (dites frontales) : ce type de pluie est provoqué par une ascendance frontale de masse d'air rencontrant d'autres masses d'airs de températures différentes (elles sont caractérisées par des intensités relativement faibles, des durées importantes, et une grande extension géographique de la zone pluvieuse). La mesure des ces événements est facilitée par leur caractère plus ou moins homogène dans l'espace et dans le temps.
- Les précipitations dites convectives de type orageuses ont quant à elles des fortes intensités. Elles durent peu de temps et sont très localisées. Ces phénomènes orageux n'affectant souvent que quelques centaines d'hectares, ils sont par ailleurs les plus critiques pour les réseaux d'assainissement. L'importance du développement du nuage convectif est directement liée aux différences de température et de pression entre les couches d'air, ainsi qu'à la répartition de l'humidité dans ce nuage. Leur mesure s'avère délicate car elle implique une densité d'appareils de mesure.

On distingue trois catégories d'appareils pour la mesure de la pluie : les pluviomètres, les pluviographes et les radars météorologiques. Les pluviomètres indiquent la hauteur d'eau totale précipitée en mm ($1\text{mm} = 1\text{L/m}^2 = 10\text{m}^3/\text{ha}$) sur une durée en général égale à 24 heures, tandis que les pluviographes permettent de

déterminer le cumul de la hauteur d'eau précipitée au cours du temps, ce qui donne l'intensité de la pluie en *mm/h* sur les pas de temps courts de l'ordre de 1 à 6 mn.

3.2 Les pluviomètres

Les pluviomètres indiquent la hauteur d'eau précipitée pendant un intervalle de temps souvent pris égal à 24 heures (Fig. 3.1)

Le principe de cet appareil est très simple, l'eau recueillie par la surface réceptrice est conservée dans un récipient gradué directement en mm d'eau. À partir du volume on peut déterminer la hauteur de pluie précipitée

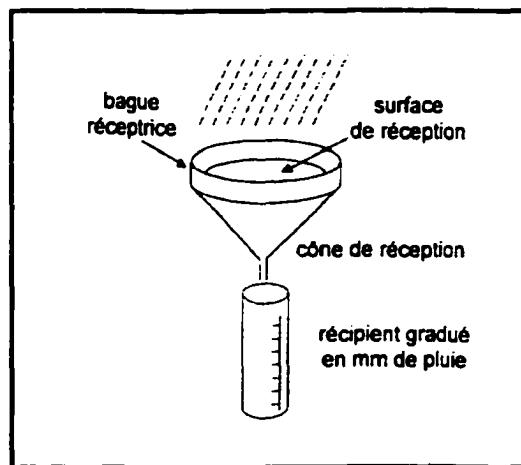


Fig. 3.1 Principe du pluviomètre (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

Même si l'acquisition des données pluviométriques est améliorée depuis des années, ces mesures restent entachées d'erreurs. Celles-ci peuvent provenir soit des phénomènes étudiés, notamment du caractère aléatoire et la variabilité spatiale et temporelle de la pluie, soit des appareils de mesures eux-mêmes.

Lors d'une étude sur le fonctionnement du système d'assainissement par temps de pluie, l'information recherchée est le volume d'eau tombant entre deux instants

donnés sur toute la surface du bassin versant. Ce volume d'eau de pluie rapporté à la surface du bassin versant définit la lame d'eau moyenne reçue par ce dernier.

En fonction de la nature du phénomène pluvieux et la taille du bassin versant et le pas de temps adopté pour l'étude, l'estimation que procurera une mesure ponctuelle pourra être très variable. En effet, une telle mesure sera peut être représentative de la lame d'eau moyenne en cas d'événement pluvieux homogène de type précipitation frontale mais sera très incertaine en cas d'événement hétérogène de type précipitation convective.

3.2.1 Incertitudes

Les études munies par (Pointin et al., 1988) et (Ciaponi et al., 1993) ont montré que l'hétérogénéité de la pluie dans l'espace fausse considérablement les mesures et peut entraîner des incertitudes non négligeables sur la hauteur totale d'eau précipitée (jusqu'à 40% et ce d'autant plus que la hauteur est faible) et sur la distribution des intensités sur 5 minutes (jusqu'à 30%).

L'erreur d'estimation de la pluie sur un bassin versant est proportionnelle à la densité des appareils de mesure, de l'intensité des précipitations, de la surface du bassin versant et du pas de temps de cumul des précipitations (Huff et al., 1970).

Pour recueillir des mesures à une échelle fine d'espace (de quelques dizaines à quelques centaines d'hectares) et de temps (quelques minutes) comme le nécessite une gestion efficace des réseaux d'assainissement, il faudrait disposer d'une densité de pluviomètres suffisante. Beaucoup études dont (Desbordes, 1980) et (Chocat, 1992) ont porté sur l'estimation d'une densité optimale. Le travail de Paturel et al., 1986 synthétise les résultats des ces études (Fig. 3.2).

Plus la taille du bassin versant diminue et plus la précision de la pluie diminue.
Plus le nombre de pluviomètres est grand et plus la précision augmente. Il existe donc pour chaque échelle un nombre de pluviomètres optimum.

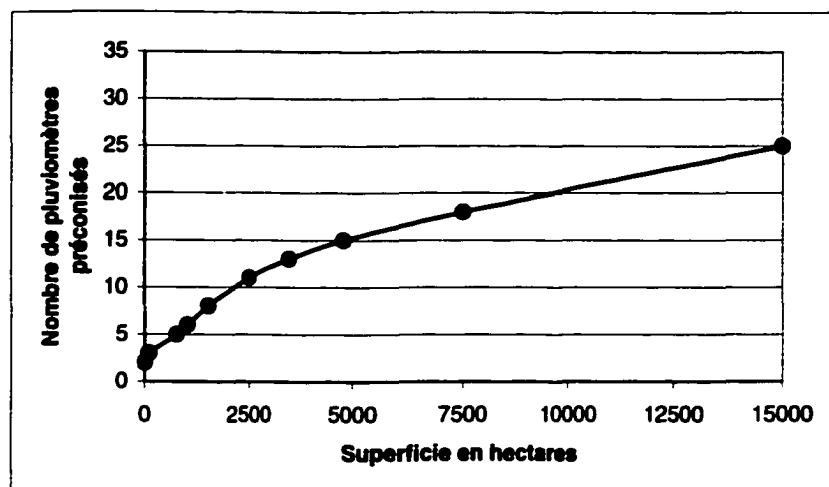


Fig. 3.2 : Nombre de pluviomètres nécessaires pour assurer dans 75% des cas une erreur de 10 à 20% sur la lame d'eau ruisselée sur des bassins versants de 50 à 15000 ha (Paturel et al., 1986)

Une autre source d'erreurs est introduite par la disposition des appareils de mesures eux-mêmes sur le terrain.

Les mesures de précipitation sont entachées d'erreurs de différents types, qui prises individuellement, peuvent être négligeables, mais leur cumul conduit souvent à une erreur globale significative.

On peut distinguer trois grands types d'erreurs :

- les erreurs systématiques dues au fonctionnement mécanique de l'appareil;
- les erreurs de lecture;
- les erreurs dues à l'influence du vent.

D'autres sources d'erreurs peuvent provenir de l'implantation des appareils incluant l'inclinaison de la surface réceptrice, l'évaporation, l'environnement et l'effet du vent (Lavabre, 1988).

Des études ont montré que le bon suivi des règles d'implantation des appareils prescrits par les fabricants spécialisés diminue considérablement les erreurs. C'est le vent et l'environnement qui sont la principale cause d'erreurs de mesure. Ces erreurs tendraient à sous-estimer la hauteur d'eau précipitée de 10% à 40% dans quelques cas précis de précipitations intenses et vent fort (Larson et al., 1974), (Andrieu, 1987).

Parmi les causes d'erreur, nous pouvons citer le phénomène de rejaillissement des gouttes (du à l'impact des gouttes de pluie sur la surface réceptrice, le récipient ne récupère pas toutes les gouttes). Les pertes d'eau qui peuvent se produire durant les basculements des augets pourraient atteindre plus de 5% du volume total mesuré (Desbordes, 1985).

3.3 Les pluviographes à augets basculants

Ils permettent d'effectuer des mesures de l'intensité des précipitations. Leur principe est de recueillir la pluie alternativement dans des augets basculant sous le poids de l'eau à travers un cône de réception et l'eau s'écoule au moyen d'un ajutage calibré vers un auget. Lorsque cet auget est rempli, il bascule sous l'effet du déplacement de son centre de gravité. Chaque basculement génère une impulsion qui peut être repérée sur une échelle temporelle par système électronique. Le total des ces impulsions durant cet intervalle de temps Δt détermine la hauteur d'eau précipitée durant cette période de temps.

Par ailleurs, l'auget basculeur peut être soit pratiquement plein au début et/ou à la fin de l'intervalle de temps considéré, conduisant à une erreur de plus ou moins un basculement à la fin de l'intervalle de temps considéré.

Pointin et al., 1986 ont montré que les mesures de pluviographes à basculement ne sont significatives (erreur d'échantillonnage temporel inférieur à 10%) que lorsque au moins une dizaine de basculements se sont produits durant l'intervalle de temps considéré.

3.3.1 Incertitudes

Les sources d'incertitudes comprennent essentiellement les contributions des appareils de mesure, les méthodes utilisées, le personnel chargé de la gestion des appareils, l'environnement de mesure et la fluctuation des précipitations elles-mêmes (Laplace, 1997).

On peut maîtriser les incertitudes liées aux appareils de mesure, en effectuant des opérations d'étalonnage et des vérifications périodiques. De même une bonne formation du personnel minimise leur contribution aux incertitudes. L'origine des incertitudes la plus importante est l'environnement de mesure, hélas c'est un domaine non-maîtrisable. La variabilité spatiale des précipitations peut être une source d'incertitude à l'échelle d'un bassin versant.

On peut citer deux principales sources d'incertitudes liées à l'environnement de mesure :

- prise au vent des pluviographes : la présence des pluviographes modifie les mouvements locaux de l'air, ce qui se traduit par une sous-estimation de la pluie réelle. Les perturbations dans les pluviographes sont dues essentiellement à la vitesse du vent, à la forme et la hauteur du pluviographe ainsi que les conditions locales de circulation de l'aire.

Beaucoup d'études dont celle de Sevruk (1996) et Sevruk et Nepsor (1998) ont été réalisées pour évaluer et corriger l'influence du vent sur la valeur de la pluviométrie. Mais l'inconvénient réside dans la difficulté de transporter d'un site de mesure et d'un type de pluviographe à un autre sans recours à des modélisations aérodynamiques fines du champ du vent et des trajectoires des gouttes de pluie.

Aussi il y a provocation des vibrations du pluviographe par le vent, ce qui conduit à plus de basclements ;

- le vent est également susceptible d'entraîner une sous-estimation des précipitation en raison de l'évaporation qu'il provoque (Morineau, 1993).

En ce qui concerne les incertitudes liées au matériel, leurs principales sources proviennent :

- des pertes par rétention de gouttes d'eau à la surface du cône : des pertes atteignant jusqu'à 10% de la hauteur précipitée ont été observées (Einfalt et al., 2001);
- des pertes par éclaboussement : cette perte est toutefois généralement considérée comme inférieur à 1 ou 2% de la masse recueillie (Chocat et al., 1997), (Einfalt et al., 2001);
- de l'horizontalité du cône : une mauvaise horizontalité du cône provoque un déficit de captation estimé à 0.4%, 1.5% et 6% pour des angles d'inclinaison respectifs de 5°, 10° et 20° (Chocat et al., 1997);
- d'une installation non conforme : le pouvoir de captation diminue avec la hauteur du pluviographe (Lavabre, 1990);
- des pertes par rétention d'eau sur la crête;
- d'évaporation sous l'effet de la chaleur des gouttes dans la surface du cône;
- pour les pluviographes équipés d'un système de chauffage (régions froides) les précipitations de pluie peuvent être sous-estimées de 5% à 10% à cause de l'évaporation due au chauffage (Einfalt et al., 2001);
- de la dégradation des bords du cône;
- des problèmes mécaniques de l'appareil;

- de la présence de dépôts dans les augets ce qui provoque un mauvais basculement.

On peut dire que les valeurs numériques issues d'un pluviographe sont entachées de nombreuses erreurs potentielles et dysfonctionnements mettant en cause leur qualité. En général, c'est un enchaînement de processus divers qui produit ces données pluviographiques numériques :

- le captage des précipitations est soumis à la précision du capteur;
- le fonctionnement du capteur dépend de la qualité de la maintenance;
- la transformation des mesures analogiques en valeurs numériques entraîne une perte d'information;
- la précision des bases de temps (horloges internes) est à surveiller;
- la transformation des données brutes à pas variables en données à pas de temps constants implique une perte d'information.

3.4 Radars météorologiques

La mesure des précipitations par pluviographes fournit des informations quantitatives précieuses et indispensables pour l'hydrologie urbaine, mais la détermination de la variabilité des précipitations dans le temps et dans l'espace est très difficile avec ce type d'appareil. Par ailleurs, les besoins actuels pour une gestion en temps réel efficace des réseaux d'assainissement ont conduit à rechercher d'autres outils permettant de prévoir les mouvements, la répartition spatiale et les intensités précipitées des événements pluvieux.

Lors des précipitations importantes en milieu urbain, le réseau d'assainissement nécessite une gestion particulière afin d'éviter des inondations et une pollution du milieu naturel par les eaux usées. Les gestionnaires des systèmes d'assainissement ont alors besoin d'une prévision de la pluie adaptée à leur échelle. L'utilisation d'un radar

météorologique s'avère être dans ces situations un outil bien utile pour la prévision immédiate des précipitations. Il permet d'estimer, en continu et sur une région donnée, les précipitations, le contenu en eau et le vent radial.

Le radar météorologique est un outil qui offre des solutions pour le bon suivi de ces évènements, il permet de suivre les déplacements des précipitations et d'estimer les intensités et les lames d'eau ruisselées dans le bassin versant.

Avec les nouvelles technologies de transmission, l'utilisation des radars météorologiques s'est développée durant ces dernières années. Cet appareil mesure en fait la réflectivité des échos électromagnétiques des champs de précipitation qui peut ensuite être interprétée comme une intensité au sol.

La mesure des précipitations par radar se heurte elle-aussi à l'existence de nombreuses sources d'erreurs inhérentes au type de radar, à la technique de mesure et aux propriétés de l'atmosphère qui souvent restent délicates à apprécier en raison de leur caractère aléatoire.

Le premier problème qui peut se poser est l'interception des ondes émises par un obstacle au sol ; en l'occurrence les reliefs de montagnes (phénomène d'écho au sol). La présence de hautes constructions en milieu urbain fausse les données, une installation stratégique est conseillée pour avoir des données fiables. L'utilisation du radar météorologique en région de montagne est rendue délicate par la présence du relief qui produit des effets de masque et d'échos de sol préjudiciables à la qualité des mesures.

La mesure des précipitations par radar météorologique est fondée sur le principe physique de la diffusion des ondes électromagnétiques par les gouttes de pluie. Cette mesure est donnée en comparant la puissance de l'onde émise par le radar et celle rétro-

diffusée. La distance entre l'émetteur et la cible est déduite du décalage de temps entre l'émission et la réception.

La pluie est une cible particulière ; par opposition aux cibles ponctuelles (avions, oiseaux, objets volants...), c'est une cible diffuse. Cette cible se compose en effet de très nombreux diffuseurs élémentaires répartis dans un espace très supérieur à la cellule de résolution du faisceau radar. Ces récepteurs, les gouttes d'eau ont un mouvement d'ensemble dû à la gravité et au vent. L'intensité des ondes réfléchies dépend de plusieurs facteurs comme la taille, la forme, la densité, ou l'état physique (pluie, neige, mixte, grêle...)

Une difficulté majeure pour une utilisation aisée des mesures par radar est liée à la capacité du radar de mesurer beaucoup plus que la pluie. Or ceci n'est pas souhaitable pour des applications en hydrologie urbaine. Il faut donc :

- éliminer les échos de sol;
- détecter la bande brillante et la corriger;
- détecter la propagation anormale des ondes radar et les corriger;
- connaître et prendre en compte la topographie dans le secteur couvert par le radar.

Certains changements atmosphériques (inversions thermiques) peuvent aussi engendrer des propagations anormales des ondes. Ainsi que le caractère aléatoire et variable des phénomènes pluvieux dans le temps et dans l'espace, qui est un phénomène difficile à quantifier et à mesurer avec précision en l'état actuel des techniques et des équipements.

Enfin, des interruptions de fonctionnement ou une intervention de maintenance peuvent occasionner des erreurs de plus de 100% sur l'intensité de pluie mesurée (Chocat et al., 1997).

La fiabilité de ce système de mesures reste encore aujourd’hui faible (Niemczynowicz et al., 1993). C'est pourquoi il se trouve souvent utilisé de façon conjointe au réseau de pluviomètres, comme outil complémentaire, pour apprécier la variabilité spatiale des précipitations dans l'espace (Sauvageot, 1983), (Blanchet et al., 1993).

L'incertitude des techniques des radars météorologiques ne peut guère être inférieure à 20% (Bertrand-Krajewski, 1991). Malheureusement les erreurs sur la mesure de pluie se traduit par une erreur d'estimation des volumes et débits ruisselés encore plus grande (Wilson et al., 1979).

D'autre part, il existe de multiples sources d'erreur inhérentes au radar qui contribuent aux incertitudes finales, telles que :

- la méthode de conversion de la réflectivité radar en intensité pluvieuse;
- la largeur des classes d'intensité;
- la conversion des coordonnées sphériques en coordonnées cartésiennes;
- la différence entre la mesure radar en altitude et la pluviométrie au sol.

CHAPITRE 4

MESURE DE LA HAUTEUR ET DE LA VITESSE DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

4.1 Mesure de la hauteur d'eau

Il existe plusieurs techniques qui permettent la mesure de la hauteur d'eau dans les réseaux d'assainissement, on peut les regrouper dans deux classes :

- Les techniques dites directes (capteur de position) :
 - flotteur;
 - palpeur;
 - ultrasonores aériens ou immersés (temps de transit d'une onde);
 - radar laser;
 - capteur capacitif.
- Les techniques dites indirectes (capteur de pression) :
 - Par mesure directe de la pression (piézo-résistif, piézo-capacitif,...);
 - Par mesure indirecte de la pression (bulle à bulle...).

Dans les réseaux d'assainissement les techniques les plus utilisées sont les techniques de mesure de temps de transit d'une onde, et les techniques indirectes.

4.1.1 Mesure directe de la hauteur d'eau

Il existe différents types d'ondes (ondes acoustiques, ondes ultrasonores, ondes radar et ondes lumineuses de type laser) qui mesure le temps que met un signal pour effectuer le trajet aller-retour entre la sonde et l'interface eau/air.

Dans la pratique la méthode la plus employée est celle des ondes ultrasonores (capteurs ultrasonores), pour sa simplicité et la fiabilité de ses résultats.

4.1.1.1 Mesure de la hauteur d'eau par les capteurs ultrasonores

Le principe consiste à mesurer le temps de parcours aller-retour d'une onde réfléchie par l'interface eau-air. Il existe deux types de capteurs, capteurs aériens ou immersés. Les capteurs aériens sont les plus utilisés à cause de la facilité de leur mise en œuvre et leur maintenance.

Le capteur aérien, placé au-dessus de l'écoulement, émet par intermittence des ondes ultrasonores qui se propagent vers la surface de l'eau. Lorsqu'elles rencontrent l'interface eau-air, une partie des ondes est réfléchie vers le capteur qui fonctionnent alors en réception et permet ainsi la mesure du temps de transit aller-retour de l'onde. Une zone morte est souvent présente sous le capteur, et sa valeur est fonction du type d'appareil utilisé de 2 à 50 cm (Chocat, 1997).

La hauteur d'eau h est déterminée à partir de la distance d calculée par l'appareil. La distance d (m) entre la surface de l'eau et le récepteur est proportionnelle au temps de transit de l'onde T_{tr} (s) et dépend de la célérité $C_{us\ air}$ (m/s) des ultrasons dans l'air (Fig. 4.1).

$$h = D_{cr} - d = D_{cr} - C_{us\ air} \frac{T_{tr}}{2} \quad (4.1)$$

h : hauteur d'eau (m)

D_{cr} : diamètre de la conduite (m)

d : distance entre le capteur et la surface de l'eau (m)

$C_{us\ air}$: vitesse de son dans l'air

T_{tr} : temps de transit de l'onde (s).

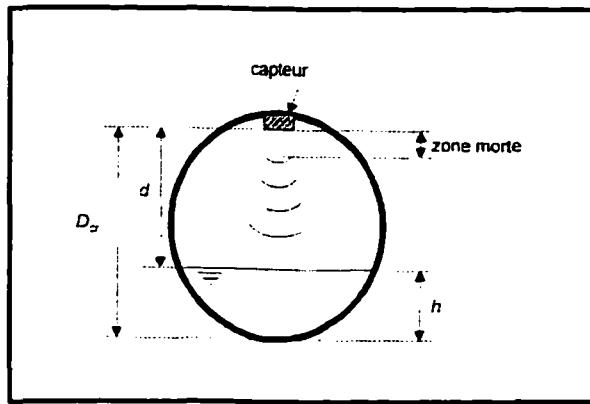


Fig. 4.1 : capteur ultrasonore aérien en collecteur circulaire (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

Pour une température de 10°C , $C_{us\ air} = 337.62 \text{ m/s}$. la célérité des ultrasons dans l'air $C_{us\ air}$ dépend principalement de la température θ ($^{\circ}\text{C}$), dans une moindre mesure, de la masse volumique de l'air, de la pression et de la capacité calorifique. Si on ne tient compte que de la grandeur d'influence principale, la célérité augmente avec la température selon la relation (Bertrand-Krajewski et al., 2000) :

La formule $C_{us\ air}$ est donnée par :

$$C_{usair} = 331.6 \sqrt{1 + \frac{\theta}{273}} \quad (4.2)$$

θ : température de l'air en ($^{\circ}\text{C}$).

4.1.1.2 Incertitudes

Les sources d'incertitude sur la hauteur d'eau h proviennent essentiellement de la distance d , du temps de transit t et de la célérité des ultrasonores dans l'air $C_{us\ air}$.

- *Incertitude sur la distance d* : l'incertitude sur la distance d est liée à l'exactitude de l'appareil de mesure utilisé pour l'évaluer (l'utilisation d'un mètre certifié réduira cette erreur);
- *Incertitude sur le temps t* : de même l'incertitude sur le temps va dépendre de la précision des horloges utilisées (avec la technologie avancée des horloges actuelles, l'erreur sur le temps t peut être négligée);
- *Incertitude sur $C_{us\ air}$* : Elle dépend de la température, cette erreur est proportionnelle à la distance à mesurer. Elle est influencée par la variation de la température. Vu que la température dans les réseaux d'assainissement est relativement stable, l'erreur sur $C_{us\ air}$ peut être corrigée automatiquement par l'ajout d'une sonde permettant de mesurer la température l'air.

L'incertitude de mesure globale va dépendre de l'incertitude de l'appareil de mesure utilisé, de la qualité du personnel, de sa mise en œuvre, de l'influence du milieu de mesure et de sa variabilité, de la qualité de l'interface eau/air et de sa variabilité et sur l'incertitude sur l'étalonnage de l'appareil. Les capteurs ultrasons aériens les plus utilisés, offrent en général des incertitudes absolues de mesure de l'ordre de 0.2 à 0.3 % de l'étendue de la mesure (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

4.1.2 Mesure directe de la pression

Le principe est basé sur la mesure de la pression hydrostatique d'une colonne d'eau qui est transmise à une jauge de contrainte ou un élément piézo-résistif à travers une membrane élastique. La pression ainsi mesurée est convertie en un signal électrique par un transducteur de pression relié mécaniquement ou hydrauliquement à la membrane, ces transducteurs sont du type piézo-résistif.

La hauteur d'eau h est calculée par la relation :

$$h = \frac{P_w - P_{atm}}{g(\rho_w - \rho_a)} - \frac{\kappa_w (P_w - P_{atm})^2}{2g(\rho_w - \rho_a)} \quad (4.3)$$

h : hauteur d'eau (m)

P_w : pression hydrostatique absolue (N/m²)

P_{atm} : pression atmosphérique (N/m²)

κ_w : module de compressibilité de l'eau (N/m²)

ρ_w : masse volumique de l'eau (kg/m³)

ρ_a : masse volumique de l'air (kg/m³)

g : accélération de la pesanteur (m/s²)

Comme $\rho_a \ll \rho_w$ la hauteur d'eau devient :

$$h = \frac{P_w - P_{atm}}{g\rho_w} = \frac{\Delta P}{g\rho_w} \quad (4.4)$$

ΔP : pression relative

Il existe plusieurs capteurs permettant la conversion de la pression mesurée en grandeur électrique, on peut citer :

- *Capteurs piézo-résistif au silicium* : il convertit une variation de pression en variation de contrainte. Les jauge qui composent ces capteurs sont constituées de divers alliages métalliques et leurs résistivités sont inversement proportionnelles à la pression à laquelle elles sont soumises. Ces jauge sont fixées sur une membrane, elle-même placée au fond du collecteur. La déformation de la membrane entraîne la variation des résistances de jauge.

- *Capteurs capacitifs* : ils permettent la conversion de la variation de la pression en variation de capacité. Ce type de condensateur est conçu de telle sorte que l'une de ces armatures est reliée à une membrane dont la déformation, sous l'effet du poids de l'eau se transforme en une capacité.
- *Capteurs piézo-électriques* : le transducteur converti la pression en charge électrique sur les électrodes métalliques d'un cristal (de quartz ou de céramique) par l'effet piézo-électrique. La déformation due à la pression exercée sur un cristal piézo-électrique entraîne un déplacement de charges électriques au sein du cristal et ce qui se traduit par l'apparition de charges électriques de signes opposées sur les faces externes du cristal. La tension détectée sur ces faces est liée à la pression de la colonne d'eau.

4.1.2.1 Incertitudes

L'incertitude sur la hauteur h s'exprime en fonction de la pression relative ΔP et de la masse volumique ρ_w .

- *incertitude sur la pression relative ΔP* : la mesure de la pression est relative par rapport à la pression atmosphérique, cette mesure est entachée d'erreur non négligeable due à la pression dynamique ($U^2/2g$). Pour diminuer cette erreur, il faut éviter les sites où les vitesses d'écoulement sont importantes.
- *Incertitude sur la masse volumique de l'eau ρ_w* : la masse volumique des eaux usées n'est pas constante, elle varie en fonction de la température, de la pression et de la concentration en divers éléments de masses volumiques différentes de celle de l'eau. L'influence de la pression sur la masse volumique ρ_w peut être négligeable. Une variation de la température de 0 à 30°C entraîne une variation de la masse de 999.87 à 995,68 kg/m³ (Bertrand-Krajewski et al., 2000) soit une erreur absolue de 0.5%, cette erreur peut être négligée. La concentration des éléments divers qui se trouve dans l'eau peut entraîner des erreurs significatives, il faut en tenir compte. Une erreur sur les concentrations entraînera une erreur sur la hauteur d'eau.

L'incertitude globale dépend en grande partie de l'exactitude de l'appareil de mesure utilisé, de la qualité du personnel, de milieu de mesure, de la vitesse d'écoulement, de la teneur des concentrations et enfin de l'incertitude sur la méthode d'étalonnage.

Les capteurs de niveau par pression présentent des incertitudes absolues de mesure de l'ordre de 0.1 à 0.5% de l'étendue de la mesure selon les conditions ambiantes (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

4.1.3 Mesure indirecte de la pression

La technique la plus utilisée en hydrologie urbaine est celle du « bulle à bulle ». Le principe de cette technique est basé sur l'envoi d'un débit d'air (de 1 à 2 bulles par seconde) par un compresseur dans un tube (tube de Rilsan) de quelques millimètres de diamètre, immergé dans l'écoulement pour que la pression de l'air envoyé équilibre la pression de la colonne d'eau située au-dessus de l'extrémité de tube immergé.

La hauteur h est donnée par la formule (Bertrand-Krajewski et al., 2000) :

$$h = Z_0 + \left(\frac{\Delta P}{g\rho_w \left(1 - g\rho_0 \frac{T_0}{T_a} \left(\frac{\frac{P_{atm}}{g\rho_w} + \Delta h_2}{P_0} \right) \right)} - \frac{\kappa_w \Delta P^2}{2g(\rho_w - \rho_a)} \right) \quad (4.5)$$

g : accélération de la pesanteur (m/s^2)

P_0 : pression de l'air dans les conditions normales (N/m²)

P_{atm} : pression atmosphérique (N/m²)

T_0 : température de solidification de l'eau (°C)

T_a : température de l'air (°C)

Z_0 : offset (m)

κ_w : module de compressibilité de l'eau (m²/N)

ρ_w : masse volumique de l'eau (kg/m³)

ρ_o : masse volumique de l'air dans les conditions normales (kg/m³)

ρ_a : masse volumique de l'air (kg/m³)

ΔP : pression relative (N/m²)

Δh_2 : distance entre la prise de pression et l'extrémité du tube bulleur (m)

La technique bulle à bulle est bien adaptée pour la mesure en égout puisque seul le tuyau en Rilsan de quelques millimètres de diamètre de prise de pression se trouve dans les écoulements, il était jusqu'à ces dernières années, le seul pratiquement utilisé pour des mesures précises. Il est caractérisé par une installation facile dans un écoulement sans travaux particuliers.

Actuellement cette technique est encore assez largement utilisée, notamment pour les mesures en station d'épuration et dans certains gros collecteurs d'assainissement. Mais elle tend à disparaître au profit des techniques par ultrasons ou capteurs piézo-résistif, qui nécessitent un petit entretien et sont d'une fiabilité supérieure.

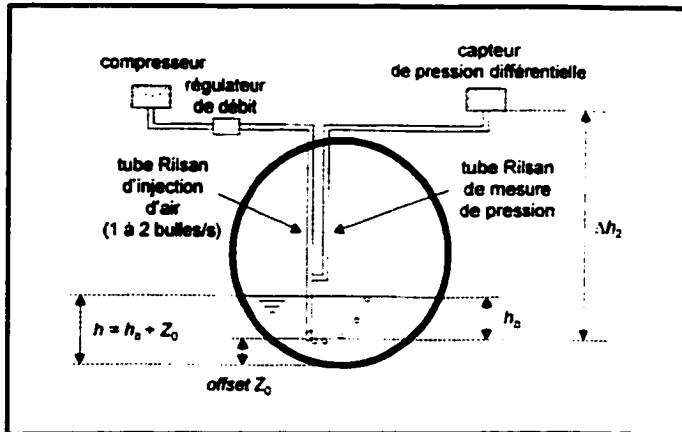


Fig. 4.2 : Schéma de principe du capteur bulle à bulle (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

4.1.3.1 Incertitudes

L'incertitude de mesure globale est liée aux incertitudes des différentes variables de l'équation 4.5, en particulier l'incertitude sur la pression relative ΔP , la distance entre la prise de pression et l'extrémité du tube bulleur Δh_2 , l'offset Z_0 , et les masses volumiques (ρ_w , ρ_0 , ρ_a). L'incertitude de mesure résultante est de l'ordre de 4 à 10 mm (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Il existe d'autres appareils de mesure de la pression peu utilisés dans les réseaux d'assainissement, on peut citer :

- *Limnigraph à soufflet* : C'est un instrument simple, robuste, permettant une gamme de mesures étendues ne nécessitant que peu de génie civil pour sa pose, il convient assez bien pour les premières mesures à durée limitée. En revanche, il est sensible aux phénomènes d'envasement et sa présence dans les écoulements peut être gênante.

Il permet la mesure de la hauteur d'eau dans un égout à partir de celle de la pression séparant la surface d'eau de la membrane en caoutchouc située au-dessous de la couche. L'enregistrement de la mesure se fait sur un manographe.

- *Mesure par capteur radar* : c'est le même principe que celui des ultrasons. Il est fondé sur la mesure du temps de propagation d'une onde radar. Par rapport aux ultrasons, les avantages principaux de mesure par onde radar ont une influence quasiment nulle de la température et de pression de l'air entre le capteur et l'interface air-eau, ce qui assure une meilleure stabilité des valeurs mesurées.

4.2 Mesure de la vitesse de l'eau dans les réseaux d'assainissement

4.2.1 Mesure de la vitesse moyenne par effet Doppler

Le principe de mesure consiste à déterminer la vitesse de l'écoulement à partir du décalage de fréquence, produit par effet *Doppler*. Des ultrasons émises par une céramique fixe et réfléchies par les particules en suspension ou des bulles d'aire transportées par l'écoulement. L'hypothèse principale de cette technique est que les bulles d'air ou les particules en suspension se déplacent avec la même vitesse que l'eau. Le capteur est en même temps émetteur et récepteur, et il est fixé sur le radier du collecteur face à l'écoulement.

Le capteur émet des ondes ultrasonores à la fréquence f . Lorsqu'elles rencontrent un obstacle, les ondes sont réfléchies avec une fréquence égale à $f + \Delta f$ où Δf est nulle si l'obstacle est immobile et Δf est proportionnelle à la vitesse de l'obstacle s'il est en mouvement.

Pour un écoulement fluide la vitesse V est donnée par la formule :

$$V = \frac{C_0 \Delta f}{2 f \cos \beta} \quad (4.6)$$

Avec :

V : vitesse moyenne de l'eau dans le sens de l'écoulement (m/s)

C_0 : célérité du son dans l'eau (m/s)

Δf : écart entre la fréquence émise et la fréquence reçue (Hz)

f : fréquence d'émission des ultrasons (Hz)

β : angle entre la direction de déplacement de la particule et la droite joignant le capteur à la particule.

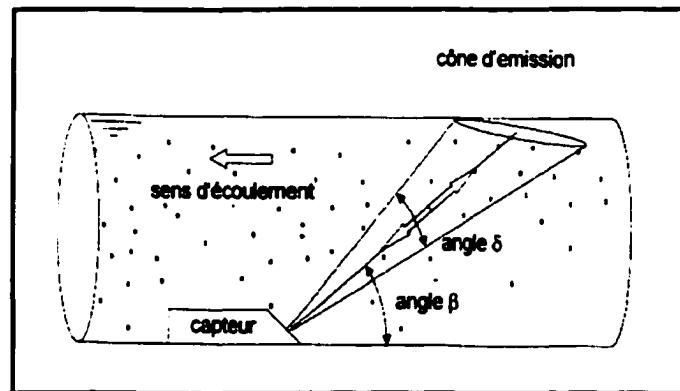


Fig. 4.3 : Principe de la mesure de la vitesse par effet *Doppler* (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

La mesure par effet *Doppler* constitue une solution séduisante pour mesurer des vitesses d'écoulement, de par leur coût et leur facilité de mise en œuvre.

Leur utilisation nécessite cependant quelques précautions. Tout d'abord leur implantation impose un contact direct avec le milieu agressif que constituent les

effluents. Ceci n'est pas une spécificité de la technologie *Doppler*, et concerne d'autres types de vitesse. Dans le cas d'une installation permanente, il faudra donc un minimum de travaux de génie civil pour mettre le capteur et les câbles à l'abri des risques d'accrochage de déchets, ou de dégradations à l'occasion des opérations d'entretien du réseau.

Le capteur doit être installé au milieu de la conduite, les contraintes d'installation sont peu importantes si l'écoulement peut être détourné pour travailler à sec. Dans le cas contraire, l'installation sous eau est laborieuse et il est peut être difficile de contrôler la position et l'orientation exacte du capteur. Le capteur est maintenu au fond de la conduite au moyen d'une règle fixée à un de ses cotés. Une meilleure technique consiste dans la fabrication d'un support sur lequel on fixe soigneusement le capteur et ensuite installer l'ensemble support et capteur dans le collecteur. Pour les petites conduites ($\varnothing < 1$ m), les fournisseurs proposent des cerclages métalliques préfabriqués qui facilite l'installation. Le capteur est généralement fixé sur le radier, mais pour limiter le risque de recouvrement par les dépôts, il peut être légèrement décalé sur le côté.

4.2.2 Incertitudes de mesure

Les sources d'incertitude sur V sont liées principalement aux grandeurs β , C_0 et à l'écart des fréquences Δf .

Incertitude sur l'angle β : une erreur d'évaluation de l'angle β , due à une mauvaise position du capteur dans l'écoulement ou à un changement de trajectoire de l'écoulement, peut entraîner une erreur significative sur la vitesse V . La vitesse est inversement proportionnelle à $\cos \beta$, elle est très sensible à la valeur de β . Il faut donc apporter un grand soin à l'installation du capteur par rapport à l'axe de l'écoulement, et surtout, choisir une section de mesure dans laquelle l'axe moyen d'écoulement reste toujours parallèle aux parois du collecteur.

Incertitude sur Δf : le décalage de fréquence Δf est analysé après numérisation des signaux reçus par le capteur. La qualité de cette analyse dépend des techniques utilisées et donc du savoir-faire de chaque fabricant.

Incertitude sur C_0 : la célérité est une grandeur d'influence importante qu'il faut connaître avec une bonne exactitude. Elle varie essentiellement en fonction de la température, de la masse volumique et de l'élasticité. La variabilité de cette dernière dans un effluent, est tellement faible qu'elle peut être négligeable.

La température de l'eau dans les réseaux d'assainissement varie de 0° à 40°C, ce qui se traduit par une variation de la célérité des ultrasons de $\pm 4.4\%$ autour d'une valeur moyenne de 1468.8 m/s à 14 °C [$C_0 = 1557 - 0.0245(74 - \theta)^2$ avec θ température de l'eau].

Soit 1422.8 m/s à 0°C et 1528.7 à 40°C, donc un écart de 7.5%. Une variation de 10 °C de la température de l'écoulement, provoquée par exemple par l'arrivée d'eaux de ruissellement froides, peut entraîner une erreur de l'ordre de 2% sur le calcul de la vitesse. Pour pallier à ce problème, les fabricants proposent une correction automatique de la valeur de C_0 en fonction de la température de l'eau. Il convient malgré tout à veiller à ce que la prise de température soit bien représentative du milieu de propagation de l'onde sonore.

La célérité des ultrasonores dépend aussi de la masse volumique de l'eau, elle augmente avec ρ_w . Or la masse volumique ρ_w peut varier significativement avec la teneur en sels dissous. Il faut prendre en considération les conditions rencontrées dans les agglomérations où les eaux de ruissellement peuvent être chargées en sels de déverglaçage, ou celle situées en bordure du littoral où les points de mesure peuvent être sous influence de la mer. Dans ce cas, l'écart sur ρ_w peut atteindre 3.5% par rapport à une eau douce. Or cette grandeur d'influence n'est pas prise en compte dans les appareils existants. En présence d'eau salée, on peut tenir compte de la salinité pour corriger la valeur de C_0 au moyen de la relation suivante (Badier, 1998) :

$$C_0(S_a, \theta) = 1415.5 + 1.3S_a + 3.627\theta \quad (4.8)$$

Cependant cette relation ne donne pas les mêmes valeurs que la précédente formule.

Incertitude due aux fluctuations de l'eau et des particules transportées : la technique de mesure par effet *Doppler* consiste à procéder, en fait, à la mesure de la vitesse de déplacement des particules transportées par l'écoulement dans le volume conique exploré par le capteur. Mais si les *MES* sont nécessaires pour que la mesure soit possible (cette technique est inopérante dans les eaux non-chargées), leur présence augmente la résistance du milieu à la transmission des ondes ultrasonores et provoque des variations d'impédance. Des pertes par atténuation, réflexion et dispersion, dépendantes de la présence des *MES* et de la fréquence du signal émis sont inévitables. Par conséquent, le volume de mesure exploré par le capteur dépend des variations de concentration en fonction de la hauteur, notamment au cours des épisodes pluvieux. Plus la concentration des *MES* est élevée, notamment près du radier et donc près du capteur, plus le volume exploré sera réduit et moins la valeur de la vitesse *V* fournie par l'appareil sera représentative de la vitesse moyenne vraie de l'écoulement.

La turbulence de l'écoulement provoque des variations des vitesses aléatoires. La multiplication du nombre de mesures instantanées permet, avant de délivrer un résultat de mesure, d'extraire la composante principale du phénomène et donc de filtrer ces variations aléatoires par traitement statistique. Ces différentes sources d'incertitude liées à la variabilité de l'écoulement ne sont pas bien maîtrisées. L'approche métrologique expérimentale en laboratoire, dans des conditions d'environnement contrôlées, devrait permettre d'évaluer les sources d'incertitudes précédemment évoquées.

Incertitude sur le calcul de *V* et *U* : une technique a été expérimentée, qui consiste à utiliser plusieurs capteurs *Doppler* installés sur la même section de mesure de telle sorte que les faisceaux d'émission se croisent pour couvrir l'ensemble de la section mouillée.

Un exemple est fait avec 8 capteurs installés dans un collecteur circulaire. La configuration et le positionnement des capteurs doivent être fait avec soin pour garantir un bon fonctionnement (Hughes et al., 1995).

Le principe de mesure est le suivant. Un capteur fonctionne en émission et les sept autres fonctionnent successivement en réception. On change ensuite le capteur émetteur et on recommence l'opération jusqu'à ce que les 8 capteurs aient tous fonctionnés en émetteur. Le cycle est alors terminé et une autre mesure peut commencer. A un instant donné, il n'y a qu'un seul émetteur et un seul récepteur, cela pour éviter toute interférence et pour localiser la zone correspondant à la vitesse mesurée.

Toutes les valeurs obtenues pendant un cycle de mesure sont stockées puis traitées pour produire, par interpolation et extrapolation vers les parois, un profil de vitesse sur l'ensemble de la section d'écoulement. Cette expérimentation a donné des résultats satisfaisants et l'incertitude sur la vitesse moyenne U calculée a été évaluée à environ 11% par les autres, après étalonnage avec un moulinet lui-même étalonné avec une incertitude de 3 % (Hughes et al., 1995).

4.2.3 Caractéristiques techniques des capteurs ultrasonores

- **Étendue de la mesure** : les étendues de mesure varient selon les modèles et les fabricants, ils mesurent des vitesses de 0.1 à 6 m/s.
- **Résolution** : la résolution varie, selon les matériels de 0.5 à 10 mm/s.
- **L'incertitude** : l'incertitude de mesure du capteur indiquée par les fabricants est généralement comprise entre 1% et 3.5% de l'étendue de mesure.
- **Linéarité** : la linéarité est de l'ordre de 1% de l'étendue de mesure.
- **Dérivé dans le temps** : ce sont des appareils stables dans le temps, et donnent de bons résultats.
- **Hauteur d'eau minimale** : la hauteur d'eau minimale au-dessus du capteur varie de 2 à 10 cm selon les matériels, pour obtenir un signal exploitable. Elle est paramétrable sur certains appareils.

- **Angle β :** l'angle β est compris entre 30 et 45° . plus la valeur est élevée, plus le volume exploré par le capteur sera représentatif.

CHAPITRE 5

MESURE DES DÉBITS DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

5.1 Introduction

Le débit est un paramètre dont la connaissance est essentielle vis à vis du fonctionnement des réseaux d'assainissement à plusieurs titres :

- la mesure continue des débits rejetés et l'estimation de la qualité ;
- le débit est un élément clé pour le dimensionnement de la plupart des ouvrages (de transit, décantation, stockage, de traitement...) ;
- les valeurs des débits mesurés sont nécessaires pour le calage et la validation des modèles hydrauliques ;
- les mesures de qualité (par mesure de la concentration en polluants), ne peuvent être exploitées qu'en relation avec les débits, pour calculer les flux polluants.

Les appareils de mesure de débit ne mesurent jamais directement un débit : leurs capteurs mesurent une ou plusieurs grandeurs, à partir desquelles est calculé le débit. La validité de ce calcul est la plupart du temps soumise à certaines hypothèses relatives aux conditions d'écoulement dans la section de mesure.

Si on se limite au cas le plus général en assainissement et le plus compliqué à traiter des écoulements à surface libre, les grandeurs de base auxquelles on cherche à avoir accès sont de deux natures :

- la hauteur d'eau ;
- la vitesse moyenne dans une section transversale de la conduite.

Les grandeurs mesurées peuvent être converties en débit selon deux grandes familles de méthodes :

- l'exploitation d'une relation stable entre la cote de la surface libre en un point, et le débit transitant dans une section $Q = f(h)$;
- l'évaluation de la section mouillée (à partir d'une mesure de cote de surface libre) et sa multiplication par la vitesse moyenne dans cette section $Q = f(h, V)$.

5.2 Objectifs des mesures du débit dans les réseaux d'assainissement

La mesure du débit dans les réseaux d'assainissement a pour objectif principal de contrôler le bon fonctionnement et la fiabilité des ouvrages, la compréhension et l'amélioration de leur fonctionnement.

Les objectifs d'une mesure de débit peuvent être multiples, et évoluer au cours du temps. Ils correspondent à différents types d'exploitation des résultats. Ceux-ci sont souvent très spécifiques, mais peuvent au moins être caractérisés par l'échelle de temps pertinente pour le problème posé. Pour une compréhension du fonctionnement du réseau ou d'ouvrages particuliers, notamment en temps de pluie, ce sont des pas de temps courts, de l'ordre quelques minutes qui doivent être appréhendés. Des éléments de diagnostic peuvent être issus de données horaires ou journalières. Des bilans de fonctionnement, y compris sur les déversoirs d'orage, peuvent être dressés à partir de volumes mensuels voire annuels. Cette échelle n'est pas neutre vis à vis de la précision des résultats : un certain nombre d'erreurs se compensent lors de cumuls ou de moyennes, et une mesure imprécise au pas de la minute peut fournir de bonnes estimations de volumes journaliers (mais ce n'est pas systématique).

5.3 Types d'écoulements

Dans les réseaux d'assainissement, les écoulements les plus fréquemment observés sont gravitaires et à surface libre, dans ce contexte réaliser une mesure du débit en continu nécessite le choix d'une méthode qui associe généralement :

- mesure de grandeurs géométriques (en général constantes) : pente, section, rugosité...
- mesure en continu de deux grandeurs hydrauliques variables : la hauteur d'eau et la vitesse d'écoulement.

Aussi dans les réseaux d'assainissement on distingue deux familles d'écoulement qui sont très différents et dont les conséquences sont importantes pour la métrologie :

- les écoulements d'eaux usées de temps sec : caractérisés par leur productibilité dans le temps ;
- les écoulements de temps de pluie : ils dépendent principalement des caractéristiques des précipitations, des antécédents climatiques, du bassin versant, du système de collecte et du réseau de drainage.

5.4 Environnement de mesure

5.4.1 Collecteurs d'eaux usées

L'environnement de mesure dans les collecteurs d'eaux usées est très humide et très agressif pour les composants mécaniques et électroniques des appareils. Les appareils de mesure doivent être protégés de cet environnement agressif.

Les matières transportées par les écoulements (charriées, en suspension ou flottantes) peuvent endommager les appareils et fausser les mesures, une bonne protection est conseillée dans ce cas.

5.4.2 Choix du site et des points de mesure

La conception d'un point de mesure ne se limite pas à un choix du matériel, mais comporte une démarche itérative, pour trouver le meilleur compromis entre site, méthode, et matériel.

Le choix d'un site de mesure (on entend par site de mesure la section de collecteur où s'effectue la mesure) se fait sur la base des conditions d'écoulement, pour tous les contextes hydrauliques susceptibles d'apparaître, ou du moins ceux pour lesquels on se donne pour objectif de mesurer les débits. La caractérisation des conditions d'écoulements comporte la définition du régime, l'occurrence d'influences aval ou de mise en charge, la gamme de hauteurs d'eau (ou de charge hydraulique) et de vitesse, et pour ces dernières l'homogénéisation de leur répartition dans la section transversale. Un long tronçon, rectiligne, de section et matériaux homogènes, à pente modérée, sans apports intermédiaires ni influence aval, ne présentant pas de dépôts, représente a priori une configuration favorable. Mais celle-ci est plutôt rare, et elle ne dispense pas de quelques vérifications. Pour les sites moins favorables, la connaissance des conditions d'écoulement nécessite souvent des campagnes de mesures spécifiques.

Le bon choix de points de mesure doit permettre d'assurer que les conditions d'environnement sont appropriées pour la réalisation des mesures et des vérifications périodiques, il faut que ce point de mesure satisfasse certaines conditions, que nous pouvons résumer en :

- Facilité d'accès à toute heure;
- Cheminée d'accès permettant l'installation de boîtiers de conditionnement;
- Regard de visite au droit de l'écoulement;
- Section ne se mettant pas en charge;
- Section exempte des dépôts;
- Pente uniforme;

- **Tracé rectiligne sans singularité, éloigné de tout coude, obstacle.**

La mesure des débits dans les réseaux d'assainissement est une opération très délicate, elle nécessite des moyens tant humains que matériels à mettre en œuvre. L'agressivité du milieu pour le matériel et le personnel rend cette tache plus difficile. Cette complexité impose d'adopter une démarche rigoureuse pour garantir le respect des objectifs fixés. Le bon choix du point de mesure et de matériel adéquat est nécessaire pour le bon fonctionnement dans le temps et pour maîtriser les incertitudes de mesure sur les débits.

5.4.3 Adaptation de la méthode et de la technologie au site de mesure

Toutes les méthodes de mesure de débit à surface libre comportent au moins une mesure de hauteur d'eau. Les options technologiques pour réaliser cette mesure se résument souvent au choix entre capteurs de pression et capteurs à ultrason aériens. Les premiers peuvent nécessiter moins de travaux de génie civil, et continuent à fournir des mesures intéressantes lors de mises en charge. Les seconds sont plus fiables, notamment vis à vis des problèmes de dérives, mais peuvent être plus difficiles à intégrer dans les ouvrages, pour des questions d'encombrement.

Pour les points de transfert le choix d'une méthode de mesure porte essentiellement sur la nécessité ou non de compléter la mesure de hauteur d'eau par une mesure de vitesse. L'intérêt de celle-ci peut être double :

- elle permet de s'affranchir de la nécessité d'une relation stable entre hauteur et débit, par exemple en cas d'influence aval;
- même si une telle relation existe, la mesure de vitesse permet d'une part de s'en assurer en permanence, et d'autre de l'identifier sans campagne spécifique.

En contrepartie la mesure de vitesse représente des coûts, et a des exigences vis-à-vis du contexte hydraulique, qui diffèrent selon la technologie choisie. La mesure par temps de transit est sensible à la présence de bulles, ne se prête pas aux mesures dans les petits ouvrages (diamètre < 600 mm) ou pour de faibles taux de remplissage (< 20 mm), mais elle permet une meilleure maîtrise de l'intégration du champ de vitesse : la mesure sur une corde transversale intègre directement la vitesse sur toute la largeur de la section, et la mise en place de plusieurs cordes permet d'appréhender les variations de vitesse avec la profondeur. La mesure par effet *Doppler* est plus facile à réaliser (elle ne nécessite qu'un capteur, ce qui libère des contraintes d'alignement liées à la méthode par temps de transit). La portée du capteur est limitée (1 à 2 m), cette technologie est bien adaptée pour les petits collecteurs. En revanche pour les plus grands collecteurs l'implantation de plusieurs capteurs est envisageable.

5.5 Détermination des débits à partir des vitesses et hauteurs en simultanées

La détermination du débit par mesure simultanée de la hauteur d'eau h et de la vitesse moyenne U est souvent réalisée par un capteur piézo-résistif pour la hauteur d'eau h et par capteur à effet *Doppler* pour la vitesse moyenne d'écoulement U . La section mouillée S est calculée à partir de la hauteur h , le débit Q est donné par la relation suivante :

$$Q = S(h)U(V) \quad (5.1)$$

Avec :

h : hauteur d'eau (m)

S : section mouillée (m^2)

V : vitesse de l'écoulement mesurée par le capteur (m/s)

U : vitesse moyenne calculée à travers la section S (m/s)

Q : débit (m^3/s)

La hauteur h est déterminée par plusieurs méthodes, et la vitesse moyenne, elle est mesurée par effet *Doppler* (chapitre 4)..

De nombreux dispositifs *in situ* ont été développés pour déterminer le débit hydraulique. Les débitmètres ultrasonores à effet *Doppler* sont les plus couramment utilisés pour mesurer les débits en réseaux d'assainissement car ils représentent une solution techniquement intéressante à plusieurs titres : installation simple, entretien réduit, évaluation du débit plus fiable qu' à partir d'une simple mesure de hauteur d'eau (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Généralement les débitmètres ultrasonores à effet *Doppler* donnent une bonne satisfaction. Si l'influence de l'hydraulique et des conditions d'utilisation sur la précision des mesures peut être maîtrisée, il en va tout autrement pour les mesures de vitesses. En effet, il existe des conditions optimales d'utilisation, qui peuvent être décrites par le manuel d'utilisation de l'instrument, alors que la position du capteur dans la conduite est un compromis entre ce que l'utilisateur veut faire et ce qu'il peut faire en fonction de plusieurs contraintes, comme l'accessibilité du collecteur, existence de singularités, écoulement uniforme stationnaire, absence de sédimentation... En résumé, ces appareils sont souvent utilisés comme des boîtes noires donnant un indicateur de la vitesse d'écoulement (Joannis, 2001). Cet indicateur est fonction des caractéristiques fonctionnelles du capteur telles que la portée, angle d'émission, sensibilité à la charge en MES...mais aussi du contexte hydraulique dans la conduite (écoulement non uniforme, turbulence, présence d'eau salée, ensablement, forte variation de la hauteur d'eau) et des conditions de mise en œuvre comme la fixation du radier, en paroi, en surface, dans le sens du courant ...

5.5.1 Incertitude résultante sur le débit

L'incertitude relative $\Delta Q/Q$ résultante sur le calcul de débit dépend alors de l'incertitude sur la mesure de la hauteur d'eau, transformée en incertitude sur le calcul de la surface mouillée, de l'incertitude sur la mesure de vitesse, et de l'incertitude sur la transformation de la vitesse mesurée en vitesse moyenne.

Ces sources d'incertitude peuvent être combinées en une incertitude totale avec un seuil de confiance de 95% selon la formule suivante (Bertrand-Krajewski et al., 2000) :

$$\frac{\Delta Q}{Q} = \sqrt{\left(\frac{\Delta S}{S}\right)^2 + \left(\frac{\Delta V}{V}\right)^2 + \left(\frac{\Delta U}{U}\right)^2} \quad (5.2)$$

$\Delta S/S$: incertitude relative sur la surface mouillée

$\Delta V/V$: incertitude relative sur la mesure de la vitesse par effet *Doppler*

$\Delta U/U$: incertitude relative sur la transformation en vitesse moyenne.

L'incertitude de mesure de débit peut ainsi être évaluée, quelles que soient les fluctuations de l'écoulement, par exemple, en considérant $\Delta V/V = \pm 10\%$, $\Delta U/U = \pm 10\%$ et $\Delta S/S = 10\%$. La résultante $\Delta Q/Q$ sera égale à 17 %

5.5.2 Avantages

Les avantages principaux de cette méthode sont d'une part sa simplicité de mise en œuvre, et d'autre part la possibilité d'utilisation du principe de mesure par effet *Doppler* relativement bon marché, dans tous types d'écoulements en maîtrisant l'incertitude de mesure. Cette technique est à préconiser dans le cadre de l'autosurveillance pour des stations permanentes de mesure de hauteur afin de caler la relation hauteur-débit à l'aide d'instruments de mesure de hauteur-vitesse portables, ou

lorsque les conditions d'écoulement n'autorisent pas l'utilisation de telles relations, pour des stations permanentes de mesures hauteur-vitesse.

L'incertitude résultante sur le débit tend vers une valeur de $\pm 7\%$ lorsque la hauteur d'eau h devient suffisante pour réduire les effets de Δh . cette valeur d'incertitude reste encore importante, mais dans l'état de l'art actuel, il s'agit de la seule méthode simple et bon marché qui permette de la quantifier et de la garantir pour la mesure de débits pluvieux. Pour des conditions hydrauliques bien maîtrisées (écoulements de temps sec par exemple), le coefficient de transformation de vitesse mesurée en vitesse moyenne peut être mieux précisé, et cette valeur d'incertitude peut être revue à la baisse.

5.6 Détermination du débit par des déversoirs

La détermination du débit par les déversoirs (dispositifs pré-étalonnés) est déduite à partir d'une courbe caractéristique qui lie le débit Q à la hauteur d'eau h , à travers un tronçon d'écoulement.

Cette technique nécessite l'implantation d'un dispositif qui modifie le régime d'écoulement et qui permet l'utilisation de la formule théorique du dispositif qui relie le débit Q à la hauteur h .

Le principe de la méthode est fondé sur la mesure de la hauteur h en amont du dispositif en question qui crée une zone de transition (régime critique) entre le régime fluvial à l'amont et le régime torrentiel à l'aval, une relation directe entre le débit Q et la hauteur h est donnée par cette transition. Les dispositifs pré-étalonnés doivent être installés dans des ouvrages rectilignes, pour permettre une répartition uniforme des vitesses. Le changement du régime d'écoulement est obtenu par la réduction de la section et/ou le changement de la pente.

La mesure de la hauteur d'eau doit être faite en amont de la contraction, à une distance comprise généralement entre 4 et 5 fois la hauteur d'eau maximale. Le chenal

d'approche doit être rectiligne, de section uniforme, de longueur au moins égale à 10 fois sa largeur, exempt de dépôt, et la répartition des vitesses doit être régulière. L'écoulement en aval ne doit pas influencer l'amont.

La relation générale de calcul de débit par les déversoirs est donnée par la formule:

$$Q = \mu B \sqrt{2gh^a} \quad (5.3)$$

Q : débit en m^3/s

μ : coefficient de débit

B : largeur de débit dans la section de contrôle en m

g : accélération de la pesanteur en m/s^2

h : hauteur d'eau en m

a : dépend du type de dispositif

$a = 3/2$ pour un déversoir rectangulaire ou un canal jaugeur

$a = 5/2$ pour un déversoir triangulaire.

Les déversoirs les plus utilisés peuvent être regroupés en deux groupes :

- Déversoirs à seuil mince (pour les réseaux d'assainissement) ;
- Déversoirs à seuil épais et canaux jaugeurs (station d'épuration et cours d'eau).

5.6.1 Déversoir à seuil mince

Les déversoirs à seuil mince sont fréquemment utilisés dans les réseaux d'assainissement pour les compagnes de diagnostic, mesures ponctuelles, et les mesures par temps sec, ils ne sont pas adaptés pour les mesures permanentes et de longues durées (ils perturbent l'écoulement et favorisent le dépôt des sédiments).

Le débit Q est déterminé à partir de la hauteur h mesurée en amont de déversoir, une relation mathématique est définie pour chaque géométrie de déversoir.

Le choix du déversoir à planter dépend des objectifs de mesure (débits minimum et maximum, mesures en temps de pluie...).

Les déversoirs à minces parois les plus utilisés dans les réseaux d'assainissement sont (Fig. 5.1) :

- Déversoirs rectangulaires à seuil mince (avec ou sans contraction);
- Déversoirs triangulaires (pour les faibles débits).

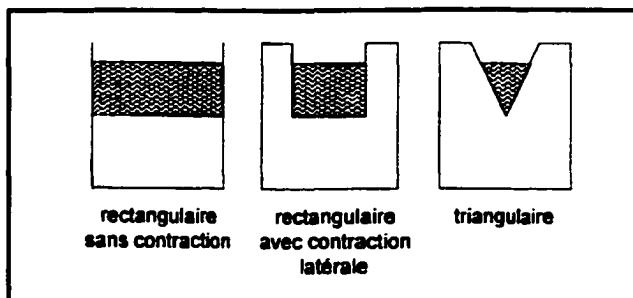


Fig. 5.1 : déversoirs rectangulaires et triangulaires

Il existe d'autres types de déversoirs à mince proie (Fig. 5.2), mais leur utilisation est moins fréquente dans les réseaux d'assainissement, on peut citer les déversoirs trapézoïdaux, linéaires, circulaires, déversoirs particuliers...

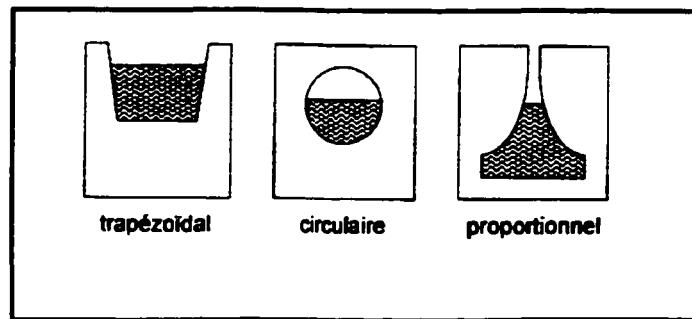


Fig. 5.2 : autres types de déversoirs

5.6.2 Déversoirs à seuil épais et canaux jaugeurs

On trouve dans cette catégorie plusieurs déversoirs, les plus utilisés sont les seuils triangulaires et les canaux jaugeurs Venturi. Leur implantation nécessite des travaux de génie civil. On les trouve souvent dans les stations d'épuration ou sur les petits cours d'eau. Ils ne sont pas adaptés pour les mesures dans les réseaux d'assainissement, car leur installation nécessite la restriction de la section transversale du collecteur dû à l'installation du seuil et peut être responsable d'inondations supplémentaires.

5.6.3 Incertitude sur le débit

L'incertitude sur le débit est liée aux termes de l'équation (5.1), à savoir l'incertitude sur le coefficient du débit μ , l'incertitude sur la largeur du dispositif B et l'incertitude sur la hauteur en amont h :

- *L'incertitude sur le coefficient de débit μ :* le coefficient de débit μ est lié directement au type de déversoir (géométrie, rugosité), à la nature du fluide mesuré (viscosité, hauteur de charge) et aux conditions d'installation. Si les déversoirs sont

installés en respectant les normes en vigueur, l'incertitude sur μ est de l'ordre de 3 à 5% pour l'eau claire (Bertrand-Krajewski et al., 2000). Pour les cas des eaux usées, la variabilité de la tension superficielle et de la viscosité, en fonction des concentrations des polluants se trouvant dans ces eaux peut conduire à des incertitudes plus importantes.

- *Incertitude sur la largeur de déversoirs B* : l'incertitude sur les dimensions du déversoir est liée directement à l'exactitude de l'instrument avec lequel est mesuré une fois construit, elle est évaluée par l'utilisateur. Cette incertitude peut être négligée dans les calculs.
- *Incertitude sur la hauteur de la charge h* : la hauteur de charge est déterminée par la mesure de la hauteur d'eau en amont du déversoir. L'incertitude relative sur le débit $\Delta Q/Q$ est inversement proportionnelle à la hauteur h ($\Delta Q/Q$ décroît lorsque h augmente). Un choix judicieux de la géométrie du déversoir en fonction du débit, réduira l'erreur de mesure.

L'incertitude globale de mesure sur le débit est directement liée à l'incertitude relative sur le coefficient de débit μ et de l'incertitude relative sur la hauteur d'eau h . Ces deux sources d'incertitudes sont indépendantes entre elles, l'incertitude relative sur le débit est donnée par la relation :

$$\frac{\Delta Q}{Q} = \sqrt{\left(\frac{\Delta \mu}{\mu}\right)^2 + \left(a \frac{\Delta h}{h}\right)^2} \quad (5.4)$$

5.6.4 Choix du type de déversoir

Il existe plusieurs types de déversoirs, le choix d'un modèle adapté aux besoins et aux objectifs désirés doit tenir compte des critères suivants :

- gamme des débits à mesurer et incertitude acceptée pour les valeurs minimales et maximales du débit;**
- conditions hydrauliques dans le collecteur;**
- conditions de transport solide;**
- fonctionnalité du collecteur;**
- sensibilité du dispositif pré-étalonné;**
- incertitudes de mesure.**

CHAPITRE 6

MESURE DE LA CONCENTRATION DES POLLUANTS DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

6.1 Introduction

La mesure de la pollution (mesure des concentrations des polluants) d'une eau usée consiste à évaluer en continu le volume d'eau polluée qui s'échappe d'un tuyau pour aller vers une station d'épuration ou qui s'écoule dans la nature vers la rivière.

6.2 Les types de pollution

La pollution de l'eau est une dégradation physique, chimique ou biologique de ses qualités naturelles, provoquée par l'homme et par ses activités. Elle perturbe les conditions de vie et l'équilibre du milieu aquatique et compromet les utilisations de l'eau.

On distingue plusieurs types de pollutions, qui peuvent avoir une origine domestique, agricole ou industrielle :

- *La pollution physique* altère la transparence de l'eau (présence de matières en suspension), agit sur sa température (pollution thermique) ou sa radioactivité.
- *La pollution chimique* est due à des substances indésirables (nitrates, phosphates) ou dangereuses (métaux et autres micropolluants), qui provoquent de profonds déséquilibres chimiques (acidité, salinité) ayant des effets biologiques.
- *La pollution organique* de l'eau, provenant des eaux usées domestiques et des industries agroalimentaires, provoque une surconsommation d'oxygène (nécessaire à sa dégradation) et peut entraîner la mort de la vie aquatique. Elle peut également provoquer l'apparition ou la mise en solution de produits non désirables (métaux, ammoniac, sulfures).

- *La pollution microbiologique* introduit dans l'eau des micro-organismes, dont certains sont des germes pathogènes (virus, bactéries).

6.3 Les sources de pollution

La pollution domestique provient des utilisations quotidiennes de l'eau à la maison (eau des toilettes et des lavages). Celles-ci représentent environ 150 litres par jour et par habitant. Aux eaux domestiques traditionnelles s'ajoutent les eaux de pluie et les eaux "collectives" de lavage des rues, des marchés, des commerces, des bâtiments scolaires, des hôpitaux... Les eaux usées domestiques et collectives représentent 400 litres par jour et par habitant. Elles peuvent être responsables de l'altération des conditions de transparence et d'oxygénéation de l'eau, ainsi que du développement de l'eutrophisation dans les rivières.

La pollution industrielle provient des effluents industriels qui peuvent causer des pollutions organiques (industries agroalimentaires, papeteries), chimiques (tanneries, usines textiles, travaux des métaux...) ou physiques (réchauffement par les centrales thermiques, matières en suspension des mines ou de la sidérurgie, radioactivité...). Ils peuvent avoir un effet toxique sur les organismes vivants et nuire au pouvoir d'auto-épuration de l'eau, ou causer l'accumulation de certains éléments dans la chaîne alimentaire (métaux, pesticides, radioactivité...).

La pollution agricole se développe depuis que l'agriculture est entrée dans un stade d'intensification, surtout dans le domaine des cultures labourées (surfertilisation, traitements excessifs, érosion des sols). Les herbicides, insecticides et autres produits phytosanitaires de plus en plus utilisés s'accumulent dans les sols, les nappes phréatiques et la chaîne alimentaire.

6.4 Les conséquences de la pollution

La pollution porte atteinte à la capacité d'auto-épuration de l'eau. La pollution biodégradable (matière organique) provoque une surconsommation d'oxygène pour son élimination, son excès pouvant diminuer l'auto-épuration. Celle-ci peut également être ralentie, voire paralysée par la présence de substances toxiques, et est inopérante contre les pollutions non biodégradables.

L'eutrophisation (du grec *eu* = bien et *trophos* = nourri) désigne un enrichissement des eaux en substances nutritives (azote, phosphore) provenant des rejets et des engrains utilisés en trop grande quantité. L'apport massif de ces éléments provoque la croissance anarchique d'algues et de plantes aquatiques qui consomment l'oxygène indispensable à la survie des autres espèces.

Certaines substances toxiques déversées dans un cours d'eau peuvent pénétrer dans les chaînes alimentaires. C'est le phénomène de la bio-amplification. Une faible partie de ces substances est évacuée par excrétion, mais le reste s'accumule dans certains organes (foie, muscles, graisse...) des poissons herbivores. Ceux-ci sont mangés par les poissons et les oiseaux carnivores, qui sont contaminés à leur tour, concentrant encore davantage les substances toxiques.

Les espèces qui se trouvent à l'extrémité supérieure de la chaîne alimentaire, y compris l'homme, sont ainsi exposées à des teneurs en substances toxiques beaucoup plus élevées que celles qui se trouvent au départ dans l'eau.

La première manifestation de la pollution par les eaux usées domestiques est due aux matières organiques, qui provoquent un prélèvement important de l'oxygène dissous par les micro-organismes qui profilèrent dans les milieux pollués. On va donc mesurer la quantité de pollution domestique en laissant incuber une eau usée dans des conditions

standard et mesurer la quantité d'oxygène respirée par les micro-organismes. On appelle cette mesure la Demande Biochimique en Oxygène (DBO_5), elle est souvent mesurée après cinq jours, exprimée en milligrammes d'oxygène par litre (mgO_2/L).

Cette mesure étant longue et dépendante du bon vouloir des bactéries, un raccourci est de mesurer la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques par voie chimique. La durée de la mesure est de deux heures. Le résultat s'appelle la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et s'exprime aussi en (mgO_2/L).

Les résultats de ces deux mesures sont d'autant plus élevés qu'il y a des matières organiques (c'est à dire à base de molécules composées de carbone) oxydables dans l'eau. La DCO et la DBO_5 mesurent la charge polluante carbonée de l'eau usée.

Pour caractériser l'eau usée, on s'intéresse également aux matières en suspension. La mesure est réalisée dans un laboratoire, en faisant passer un échantillon de volume connu à travers une membrane dont la taille des pores est plus petite que la majorité des micro-organismes habituellement présents dans les eaux usées (0.47 microns mètre). Le poids sec de la matière recueillie est appelé Matière En Suspension (MES) exprimé en (mg/L).

Cette mesure est complétée par ce qu'on appelle les Matières Sédimentables (MS), qui est la mesure du volume occupé par le dépôt après une décantation de deux heures, exprimé en (ml/L).

Ces deux mesures indiqueront la quantité de particules en suspension présentes dans l'eau et leur aptitude à former des volumes de sédiments plus ou moins importants.

Les eaux usées après traitement, soumis ou non à autorisation doivent, avant leur rejet dans le milieu récepteur, satisfaire à certaines conditions, entre autres les conditions

minimales fixées par des lois. Ces conditions minimales portent notamment sur la DBO_5 , DCO , N , MES , température, pH et substances toxiques.

Les paramètres intéressants la qualité des eaux usées avant traitement sont ceux nécessaire au bon fonctionnement de la station d'épuration et plus particulièrement la DBO_5 , la DCO , les MES et les substances inhibitrices ainsi que les débits d'eaux usées permettant de caractériser les charges polluantes

En ce qui concerne les eaux pluviales, aucune condition générale n'est fixée pour le rejet de ces eaux dans le milieu naturel. Dans les conditions particulières, quelques paramètres comme les MES , la DBO_5 , les métaux lourds et les hydrocarbures sont pris en compte avant le rejet.

Avant d'entamer une campagne de mesure, le bon choix du site de prélèvement des échantillons est indispensable pour une meilleure évaluation de la pollution.

6.5 Choix du site de prélèvement des échantillons

On peut restreindre le champ de la mesure aux zones les plus vulnérables en les repérant soit par des constatations globales comme au niveau des quartiers ou zones homogènes ou bien par des mesures sommaires avec des matériels portables pour classer les zones par ordre de vulnérabilité, qui permettent de limiter le coût dans les proportions qui peuvent être considérables.

Certaines conditions doivent être respectées dans la mise en place des appareils de mesure. La bonne représentativité de l'échantillon prélevé dépend de l'homogénéité de l'effluent à l'endroit de prélèvement. Des études ont montré qu'il pouvait exister des gradients verticaux de concentrations en MES au sein d'une section (Verbank et al., 1993), (Ahyerre, 1996). Il n'est pas judicieux de placer la crête d'aspiration dans le

fond du collecteur qui est propice aux dépôts. Une zone où la turbulence est suffisante pour assurer l'homogénéité des effluents sera donc préférable. L'utilisation d'un système de prélèvement à profondeurs variables serait plus appropriée. La mesure de la pollution est faite en quelques points dans les réseaux d'assainissement, ces points doivent faire l'objet d'un bon choix.

6.6 Choix des points de mesure

Le choix des points de mesure est fonction des objectifs des utilisateurs, par exemple à l'exutoire d'un bassin versant, ou bien au niveau d'un déversoir d'orage ou encore à l'aval d'une station d'épuration.

Il y a d'autres critères à prendre pour le choix d'un point de mesure tel que :

- **la représentativité des mesures en ce point;**
- **la fiabilité du dispositif de mesure;**
- **la facilité d'accès et l'installation;**
- **la sécurité, l'installation et le coût du matériel.**

La connaissance des conditions hydrauliques par temps sec et par temps de pluie, de la situation géographique, de la nature des effluents et l'environnement du site sont nécessaires pour la mise en place des équipements.

Il faut aussi s'assurer que le point choisi pour les mesures présente un bon mélange des eaux. Dans la pratique le choix est porté sur les zones où l'écoulement est turbulent et brassé (pour assurer une bonne homogénéisation de l'effluent sur l'ensemble de la section de mesure).

Pour limiter le coût d'une compagnie, on est souvent amené à exécuter un nombre très limité de mesures. Dans ce cas il faut faire un choix judicieux des points de mesure.

Ce choix peut être, précédé de quelques mesures sommaires qui permettront de repérer la représentativité du point choisi.

6.7 Les paramètres polluants dans les réseaux d'assainissement

Dans les réseaux d'assainissement, il existe plusieurs paramètres susceptibles d'être mesurés.

Les paramètres peuvent être classer en fonction d'impact provoqué par leur rejet dans le milieu aquatique, voir tableau 4 (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

- paramètres relatifs à la pollution particulaire *MES, MST*;
- paramètres relatifs à la pollution organique *DCO, DBO₅, COT, COD*;
- paramètres relatifs à l'eutrophisation des eaux : composés phosphorés (ion PO_4^{3-} , PT) et azotés (ions NO^{2-} et NO^{3-} , azote Kjeldahl, azote organique, azote totale);
- paramètres liés à des effets toxiques : métaux lourds, sulfures, cyanures, hydrocarbures...;
- polluants bioaccumulables : métaux lourds, *PCB*, pesticides... ;
- paramètres de contamination bactérienne : coliformes totaux, et coliformes fécaux, streptocoques fécaux, salmonelles, *Escherichia coli*, certains virus entériques.

Le nombre et la liste des paramètres à mesurer dépendent des objectifs de l'étude, en tenant compte des limites budgétaires consacrées au projet de mesure.

Tableau II

Classification des différents types de polluants, avec leurs impacts potentiels et leurs origines principales (Bertrand-Krajewski et al., 2000)

Type de polluant	Paramètres mesurés	Impact sur le milieu et sur les usages	Origines possibles des polluants
particulaires	MES, MVS, MST, matières décantables, turbidité	- colmatage du lit - diminution de la transparence - vecteur d'autres polluants	- érosion des sols - lessivage des surfaces - effluents domestiques et industriels
organiques	DCO, DBO ₅ , COT, COD	- désoxygénéation du milieu - développement excessif de bactéries	- eaux résiduaires urbaines, industrielles ou agricoles
nutriments	NO ² , NO ³ , azote Kjeldahl, azote organique, azote totale, PO ₄ ³⁻ , PT	- eutrophisation - consommation d'oxygène - effets toxiques - gène pour la production d'eau potable	- ruissellement sur zone d'épandage d'engrais - élevage - fabrication d'engrais - produits de dégradation de la matière organique
toxiques	Métaux lourds, phénols, cyanures, hydrocarbures,...	- toxicité - inhibiteur de la vie aquatique - destruction de la flore - mauvais goût de l'eau	- rejets industriels - circulation automobile - fumées - corrosion des matériaux de construction (métaux)
bioaccumulables	Pesticides (organochlorés, organométalliques, PCB, ...)	- accumulation dans la chaîne trophique - toxicité	- agriculture - isolants et matières plastiques
bactériologiques	Coliformes, streptocoques, salmonelles, E.coli, virus	- risque pour les eaux de baignade - désinfection pour la production d'eau potable	- pollution domestique - élevage
minéraux	Cl ⁻ , Na ⁺ , K ⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ , CO ₃ ²⁻ , HCO ³⁻ ...	- aptitude à la production d'eau potable - agressivité pour les canalisations - désorption des métaux lourds	- dé verglaçage des voiries - effluents d'industries utilisant des sels - pollution domestique

Il existe deux méthodes pour la mesure de concentration des polluants dans les réseaux d'assainissement, la première consiste à la mesure de la concentration par des analyses sur des échantillons prélevés (mesures faites dans des laboratoires), et la

deuxième est la turbidimétrie (mesure par voie optique) qui mesure la concentration en continu (in situ).

6.8 Mesure de la concentration par analyses sur prélèvements

La concentration est déterminée à partir du débit massique par la formule suivante :

$$\phi(t) = Q(t) \times C(t) \quad (6.1)$$

avec :

$\phi(t)$: débit massique instantané (kg/s)

$C(t)$: concentration (kg/m³)

$Q(t)$: débit (m³/s)

Pour une bonne maîtrise de la gestion des réseaux d'assainissement, il faudrait mesurer en continu le débit et la concentration. Mais pour la mesure de la concentration, seulement quelques paramètres sont mesurables en continu, la majorité de mesures sont effectuées par des analyses en laboratoire.

6.8.1 Échantillonnages des prélèvements

Les échantillons peuvent être classés en trois catégories :

- échantillon continu : obtenu en continu à pas de temps fixe, ce type d'échantillon donne une meilleure représentativité par rapport au débit massique pendant l'intervalle de temps considéré. Il est utilisé dans le cas des eaux à concentration variable ;
- échantillon simple : c'est un prélèvement instantané d'un volume d'eau unique et conservé séparément pour analyse. Ce type d'échantillon est utilisé dans les cas

des eaux peu variables ou bien pour obtenir la variabilité spatiale ou temporelle des concentrations dans une section de mesure.

- **Échantillon composé** : c'est le résultat du mélange d'un certain nombre d'échantillon simple prélevé à des moments différents, et regroupés dans le même flacon. Les échantillons composés permettent de déterminer la concentration moyenne sur des pas de temps longs (de plusieurs minutes à plusieurs jours).

Chacune de ces catégories présente des avantages et des inconvénients, ils sont résumés dans le tableau III.

Tableau III

**Avantages et inconvénients des différents modes de composition des échantillons
(Bertrand-Krajewski et al., 2000)**

Mode de composition	Avantages	Inconvénients
Prélèvement d'un volume fixe à pas de temps fixe	<ul style="list-style-type: none"> - Simple pas d'asservissement - Fréquence élevée d'échantillonnage - Volume d'échantillon constant 	<ul style="list-style-type: none"> - Mauvaise représentativité de l'échantillon composé par rapport au débit massique moyen - À réserver aux cas où le débit varie peu (temps sec)
Prélèvement d'un volume fixe à pas de temps fixe	<ul style="list-style-type: none"> - Représentativité acceptable de l'échantillon composé - Volume d'échantillon constant 	Nécessite un asservissement à un débitmètre
Prélèvement d'un volume variable proportionnel au débit et à pas de temps fixe	<ul style="list-style-type: none"> - Représentativité acceptable de l'échantillon composé 	<ul style="list-style-type: none"> - Nécessite un asservissement à un débitmètre - Volume d'échantillon non constant
Composition manuelle à partir de prélèvement à pas de temps fixe	Représentativité acceptable de l'échantillon composé	Volume de l'échantillon non constant

6.8.2 Les prélèvements d'échantillons

Les préleveurs d'échantillons permettent d'effectuer des prélèvements au sein de l'écoulement dans les réseaux d'assainissement de manière automatique ou manuelle.

Les préleveurs les plus utilisés fonctionnent par pompage. Ils permettent de constituer plusieurs échantillons à partir des prélèvements simples ou composés effectués de

manière proportionnelle au temps, au débit, au volume écoulé ou la combinaison de ces deux derniers.

En temps de pluie, la qualité des eaux peut varier de façon très rapide. Selon les objectifs, il faudra pouvoir caractériser la qualité globale de l'effluent par temps de pluie (concentration moyenne observée durant l'événement pluvial), ou au contraire permettre l'analyse de la variation temporelle de la qualité des effluents par temps de pluie.

6.8.3 Les techniques de prélèvement

Il existe deux techniques de prélèvement :

- **Les prélèvements manuels** : ils sont simples à réaliser, leur qualité dépend du facteur humain. Il est adapté au petit nombre de prélèvements, mais il est coûteux en temps et en personnel pour des compagnes de mesures. Par temps de pluie, le prélèvement manuel s'avère souvent impossible, du fait du caractère aléatoire de l'événement. Un système de prélèvement automatique sera la solution dans ce cas.
- **Les prélèvements automatiques** : ils sont de plus en plus utilisés pour des raisons économiques, pour leur adaptabilité, leur fiabilité et leur grande capacité de prélèvement. Mais il n'existe pas de prélevEUR automatique idéal pour toutes les situations (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Il existe plusieurs types de matériel de prélèvement automatique d'échantillons. Ces préleveurs doivent être adaptés aux objectifs de mesure que l'on cherche à obtenir :

- **Pour la mesure du flux global de pollution pour des débits peu variables, on utilise le prélèvement proportionnel au temps, en vue de constituer un échantillon moyen;**

- **Le suivi dans le temps des fluctuations des flux pour des débits peu variables,** dans ce cas on utilise le prélèvement proportionnel au temps avec collecte de fractions d'eau;
- **La mesure du flux globale pollution pour des débits variables, le prélèvement sera proportionnel au débit en vue de la constitution d'un échantillon moyen.**

6.8.4 Choix de la technique de prélèvement

Le choix entre la méthode manuelle et la méthode automatique dépend de l'objet et la nature des effluents. Les questions qu'il convient de se poser lorsqu'on aborde cet aspect sont les suivantes :

- **La mesure sera-t-elle manuelle ou automatisée?** Lorsque le phénomène est fugitif ou lorsque la mesure doit se poursuivre un temps suffisamment long, la réponse à la question peut être évidente. Mais avant de procéder à un choix, il est nécessaire de faire un rapide calcul économique sur les deux méthodes.
- **La mesure sera-t-elle permanente?** On ne peut affirmer qu'une mesure limitée dans le temps soit représentative. Dans de nombreux cas, les résultats peuvent évoluer au cours d'une journée, d'une seule mesure dans le temps, de prétendre connaître son évolution et affirmer sa représentativité. Toutefois, il ne faut pas oublier qu'une mesure permanente engendre des dépenses de maintenance et de dépouillement des résultats.
- **Quelle sera la fréquence des mesures et des prélèvements?** La réponse à cette question est de même ordre que celle indiquée ci-dessus. Toutefois, de la fréquence retenue dépend, en partie, du coût de la compagnie. Il faut, de ce fait, cerner à la fois ce coût et la représentativité de la mesure ou de l'analyse qui succède au prélèvement.
- **Doit-on coordonner les mesures d'une même chaîne de mesure?** Ce point est important car si l'on souhaite corrélérer les résultats de deux appareils de mesure

différents, on doit rechercher une précision de synchronisation et d'étalonnage d'autant plus grande que chacun des phénomènes mesurés est très varié.

- Quel est l'échantillonnage des prélèvements? On peut imaginer fractionner les échantillons en fonction des débits ou des temps, sur la totalité de l'événement qui nous intéresse ou sur une seule fraction. On peut également accepter un échantillonnage moyen. L'analyse de ce problème doit être faite en fonction, d'une part du coût des prélèvements et surtout des analyses qui s'ensuivent et d'autre part de l'objectif recherché.

Le choix entre les deux méthodes va dépendre de plusieurs paramètres qui sont résumés dans le tableau IV.

Tableau IV

Avantages et inconvénients comparés des prélèvements manuels et automatiques (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Critère	Prélèvement manuel	Prélèvement automatique
coûts	<ul style="list-style-type: none"> - Investissements faibles - Coûts élevés en main d'œuvre 	<ul style="list-style-type: none"> - Investissements plus élevés pour l'achat des équipements - Coûts réduits en main d'œuvre
flexibilité	<ul style="list-style-type: none"> - Utilisable dans des conditions très différentes, lorsque l'installation du matériel est difficile ou impossible, avec de faible quantité d'eau ou de fortes pentes - Permet de déceler des situations imprévues et de réagir en temps réel en multipliant les prélèvements 	<ul style="list-style-type: none"> - Moins flexible, nécessite un minimum de hauteur d'eau et des vitesses d'écoulement modérées - Nécessite un emplacement libre en réseau ou à proximité immédiate - Permet des déclenchements et des fréquences de prélèvement asservis à différents paramètres
Reproductibilité	<ul style="list-style-type: none"> - Grande variabilité due aux manipulations de l'échantillon - Prélèvement non reproductible 	<ul style="list-style-type: none"> - Variabilité minimale - Prélèvement reproductible - Contamination possible de l'échantillon par l'équipement
entretien	<ul style="list-style-type: none"> - Peu d'entretien du matériel utilisé 	<ul style="list-style-type: none"> - Entretien régulier indispensable (batteries, nettoyage, tuyau à déboucher...) - Problèmes de vandalisme
Qualification du personnel	<ul style="list-style-type: none"> - Travail répétitif et monotone, conduit souvent à des erreurs de manipulation et à des oubli 	<ul style="list-style-type: none"> - Travail de niveau technicien, afin de pouvoir procéder à la réparation courante.

6.8.5 Détermination des débits massiques

La détermination du débit massique moyen Φ_m (kg/h) pendant un événement pluvieux est obtenue par deux manières (Bertrand-Krajewski et al., 2000) :

- *Par le calcul à partir de l'hydrogramme et de pollutogramme :*

$$\Phi_m = \sum_{i=1}^N C_i V_{ei} \quad (6.2)$$

Avec :

C_i : concentration en kg/m^3 de l'échantillon i correspondant à la période de durée

$\Delta t_i(h)$

V_{ei} : volume écoulé (m^3) à travers la section de mesure pendant la durée $\Delta t_i(h)$

- *À partir du volume total de l'événement et de l'analyse d'un échantillon moyen représentatif de l'ensemble de l'événement :*

$$\Phi_m = C_m V_{et} \quad (6.3)$$

Avec :

C_m : concentration de l'échantillon moyen (kg/m^3)

V_{et} : volume total écoulé (m^3) de l'événement pluvieux

Un échantillon composé constitué par mélange direct d'échantillons simples (des volumes constants prélevés à des pas de temps constant) est bien représentatif pour le calcul de la concentration moyenne

6.8.6 Incertitudes

Les incertitudes sur les mesures de la qualité peuvent avoir trois origines(Uhl, 1993) :

- Les prélèvements (mauvaise représentativité);
- Les pratiques de conservation;
- Les pratiques d'analyse.

Les incertitudes apportées par l'étape de prélèvement sont difficiles à apprécier du fait de la multitude de phénomènes pouvant venir perturber le système de mesure (événements pluvieux particuliers, conditions hydrauliques, activités particulières munies dans le réseau avant l'événement pluvieux, les appareils de mesure).

À ces incertitudes s'ajoutent celles liées aux méthodes de calcul utilisées. Paitry et al (1986) ont observé des différences entre laboratoires de 50 à 75% sur les mesures de *DCO* et de 40% pour les *MES* d'un échantillon d'une même eau unitaire.

L'étude d'Uhl (1993) montre que les concentrations moyennes d'échantillons prélevés en un même endroit du collecteur varient de 10 à 32 % avec peu de différence selon les paramètres étudiés (*MES*, *DBO₅*, *DCO*). Il semblerait que pour des événements longs les erreurs sont moins importantes.

6.9 Mesure des polluants par turbidimétrie

Le temps que prend un prélèvement d'échantillons pour des analyses en laboratoires est considérable. Le suivi et la gestion en temps réel et l'automatisation des systèmes d'assainissement urbain nécessitent le développement des méthodes de mesures en continu de la qualité des eaux résiduaires. Par continu, il faut comprendre des fréquences de mesure très courtes (1 à 15 mn) et la disponibilité immédiate des

résultats. La fiabilisation et l'optimisation des réseaux d'assainissement nécessitent le développement de méthode d'évaluation de la pollution en continu.

La turbidimétrie est une méthode utilisée pour la mesure des paramètres polluants présents sous forme particulaire et colloïdale dans les eaux usées.

L'emploi de la turbidimétrie pour l'évaluation de la pollution particulaire est intéressant de par son caractère permanent instantané et interfaçable avec les systèmes de gestion en temps réel.

Cependant pour obtenir une bonne fiabilité et une bonne justesse de la mesure, la turbidimétrie nécessite des précautions de mise en œuvre autant pour l'installation du matériel que pour son étalonnage en fonction des paramètres standards de pollution particulaire à mesurer.

Par turbidimétrie on peut faire les mesures de : matières organiques, matières en suspension *MES*, ainsi que quelques paramètres spécifiques tels que nitrates, phénols, détergents anioniques, chrome hexavalant...

La mesure par turbidimétrie (même si elle est limitée à quelques paramètres polluants) mais néanmoins offre l'avantage de la mesure en continu en immédiat et offre la possibilité de suivre à court pas de temps le fonctionnement des systèmes d'assainissement. Cette technique est basée sur la mesure de la turbidité des eaux.

6.9.1 Turbidité

La turbidité correspond à la réduction de la transparence d'un liquide due à la présence de particules en suspension. Elle se mesure en faisant passer un faisceau lumineux à travers l'échantillon à tester. La turbidité est déterminée en mesurant la

lumière qui est diffusée par les particules en suspension. C'est est une mesure d'intensité lumineuse transmise à travers un liquide et censé mesurer, sous certaines réserves, la quantité de matières en suspension contenues dans le fluide.

Il existe autant de turbidités que de principes de mesure. En outre la mesure ne peut donner de résultats significatifs que lorsque les pratiques diffusantes sont de même nature et de même dimension pour un même liquide.

Même si l'unité de la turbidité *UTN* (Unité de Turbidité Néphélémétrique) correspond à une masse précise d'une substance arbitraire dans un volume défini, la turbidité ne peut remplacer une mesure de la quantité de matière en suspension que si le turbidimètre est étalonné à l'aide de suspension de même nature, après vérification en laboratoire de la corrélation entre ces deux paramètres.

Il existe trois méthodes de mesure de la turbidité :

- *méthode d'absorptiométrie* : utilisée dans le cas des eaux dont la couleur est faible et pratiquement constante. Cette méthode ne tient pas compte de la perception humaine et n'est pas précise pour la mesure de faible turbidité ; la même quantité de *MES* peut donner des résultats différents selon la nature de cette matière (grosseur, densité, indice de réfraction...) et selon sa dispersion dans le liquide.
- *méthode de néphélémétrie* : elle convient à la fois aux faibles et aux fortes turbidités. La lumière diffusée est souvent mesurée dans une section perpendiculaire à celle de la lumière incidente. Les bulles d'air et la buée qui peut se déposer sur la paroi extérieure de la cuvette de mesure faussent considérablement les mesures.
- *Méthode de néphélémétrie à diffusion de surface* : méthode utilisée dans les réseaux d'assainissement, elle convient à la mesure des fortes turbidités lorsqu'il y a risque d'encrassement des parois de la cellule de mesure. Le principe est basé sur la mesure de la lumière diffusée. Après étalonnage, l'appareil est gradué en *FTU* (Formazine Turbidité Unité, *IFTU* = *INTU*). Les turbidimètres de mesure en continu peuvent

comporter plusieurs étendues de mesure ainsi que des systèmes d'alarmes incorporés pour des valeurs limites.

La néphélémétrie à diffusion de surface convient à la détermination des *MES*. La corrélation entre la densité des *MES* et la turbidité dépend de la forme et du volume des particules en suspension ainsi que les propriétés optiques de ces particules.

6.9.2 Paramètres polluants mesurables par turbidimétrie

Les paramètres polluants mesurables par turbidimétrie sans ajout de réactifs sont ceux pour lesquels il est possible d'établir une relation entre la valeur de leur concentration et la valeur d'un paramètre optique.

Les deux paramètres optiques les plus utilisés sont :

- **L'intensité lumineuse diffusée par un échantillon éclairée par un rayon lumineux de caractéristiques connues.**
- **La diminution d'intensité d'un rayon lumineux lors de la traversée d'un échantillon à analyser.**

Il est possible d'établir une relation entre la turbidité et les paramètres *MES*. La turbidité dépend non seulement de la concentration en *MES* de l'échantillon, mais aussi des caractéristiques optiques et géométriques des particules, notamment leurs grosseurs (granulométrie).

Le principe de mesure repose sur l'analyse des caractéristiques d'un rayon lumineux avant et après qu'il ait traversé l'eau à étudier. Le rapport du diamètre d_p des particules sur la longueur d'onde λ joue un rôle important dans l'absorption de la lumière ou sa diffusion.

L'instrument utilisé pour la mesure de la turbidité est le turbidimètre ce dernier est un appareil qui mesure les composés polluants présents sous forme particulaire et colloïdale dans les eaux.

Dans les cas des eaux résiduaires, due à la présence de matières colloïdales et/ou en suspension, l'altération du faisceau lumineux traversant l'eau est due aux interactions entre ce faisceau et les particules. Le faisceau lumineux est modifié de deux manières lors de la traversée de l'échantillon :

- Une partie de faisceau est diffusée par les particules dans toutes les directions;
- Une partie de faisceau émis passe entre et éventuellement à travers les particules si elles ne sont pas opaques.

Ces deux phénomènes physiques correspondent aux deux principes de mesures :

1. **La mesure de la lumière diffusée** : l'intensité lumineuse mesurée augmente avec la concentration en particules, jusqu'au seuil de saturation qui définit ainsi la limite de ce que l'on peut qualifier de milieu dilué.
2. **La mesure de la lumière transmise** : dans ce cas, l'intensité lumineuse mesurée quand la concentration en particules augmente.

6.9.2.1 Mesure de la lumière diffusée

La diffusion de la lumière par une particule dépend de nombreux paramètres, notamment la longueur d'onde λ , la taille et la forme de la particule, et son indice de réfraction (Belin et al., 1974).

Le principe est basé sur la longueur d'onde λ et le diamètre des particules dp . À partir de ce diamètre caractéristique, on peut établir le rapport dp/λ qui joue un rôle clé dans le phénomène de diffusion de la lumière.

En fonction de la valeur du rapport dp/λ , les phénomènes physiques prépondérants et les équations utilisées pour décrire chaque cas sont différents, on distingue trois cas : $dp/\lambda \leq 1/20$, $1/20 \leq dp/\lambda \leq 20$ et $dp/\lambda \geq 20$.

- $\frac{dp}{\lambda} \leq \frac{1}{20}$

Dans ce cas, nous sommes en présence de particules très fines et des colloïdales, l'intensité de la lumière diffusée est donnée par la formule de *Rayleigh* :

$$I_L = I_{L0} \frac{16\pi^4 r_p^6}{\lambda^4} \left(\frac{n_p^2 - 1}{n_p^2 + 2} \right)^2 \frac{1 + \cos^2 \alpha}{r_D^2} \quad (6.4)$$

r_p : rayon de la particule

n_p : indice de réfraction de la particule par rapport au milieu

α : angle de mesure de la lumière diffusée par rapport au faisceau émis (degré)

r_D : distance de la particule au récepteur de l'appareil de mesure (m).

- $\frac{dp}{\lambda} \geq 20$

La lumière est diffusée principalement vers l'avant, selon une distribution analogue mais plus resserrée.

Plus le diamètre des particules augmente, plus le pic de diffusion est étroit et se resserre autour de l'axe du faisceau (Fig. 6.1). On rencontre ce type de diffusion plus fréquemment dans les eaux résiduaires.

- $20 \leq \frac{dp}{\lambda} \leq \frac{1}{20}$

Dans ce cas la théorie de *Mie* est nécessaire pour décrire la diffusion de la lumière par des particules assimilables à des sphères. Cette théorie permet de calculer la distribution de la lumière diffusée en fonction de la taille, de la forme et de l'indice de réfraction des particules. La distribution est souvent complexe et comporte plusieurs pics plus accentués (Fig. 6.1)

Les particules contenues dans les eaux résiduaires ont des caractéristiques (notamment leur forme), très variables, de sorte que le calcul de la lumière diffusée en les assimilant à des sphères engendre des incertitudes non négligeables.

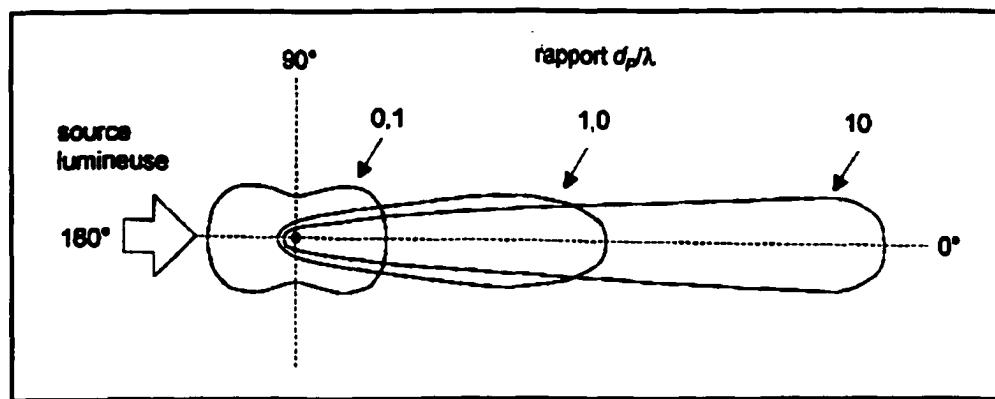


Fig. 6.1 : répartition angulaire de la lumière diffusée pour différents rapports dp/λ
(Bertrand-Krajewski et al., 2000)

6.9.2.2 Relation entre lumière diffusée et concentration en MES

Pour les caractéristiques de lumière et de particules données, l'intensité de la lumière diffusée augmente linéairement avec la concentration en MES (Fig. 6.2), et à partir d'un certain seuil, elle commence à décroître, sous l'effet de l'obscurcation du faisceau par les particules placées devant la cellule optique réceptrice (dans les mesures, seule la partie linéaire est exploitée).

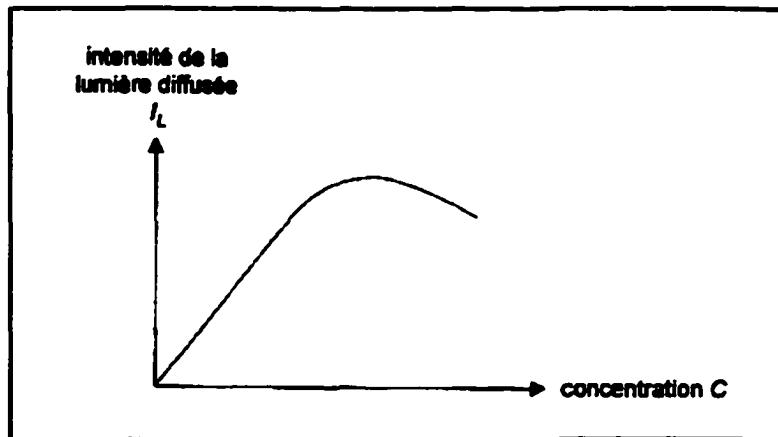


Fig. 6.2 : relation entre l'intensité I_L de la lumière diffusée et la concentration C en MES
(Bertrand-Krajewski et al., 2000)

La plupart des turbidimètres font appel à la transmission et/ou à la diffusion de lumière en néphélométrie, en lumière blanche ou en infrarouge.

La réduction de l'influence de la coloration des eaux peut être obtenue :

- par la prise en compte du rapport lumière transmise/lumière diffusée, car la coloration affecte de la même manière les deux phénomènes;
- en procédant à des mesures à des longueurs d'onde supérieure à 800 nm (domaine infrarouge).

6.9.2.3 Système de nettoyage

Les turbidimètres optiques sont soumis à deux types d'encrassement aux conséquences différentes :

- le macro-encrassement, qui est l'obstruction du capteur par les déchets en suspension (papier, plastique, filasse,...)
- le micro-encrassement, qui est une augmentation du signal par salissure des éléments optiques, c'est pour quoi ces systèmes sont équipés des options d'auto-nettoyage, comme :
 - par insufflation d'air ou d'eau sous pression ;
 - par raclage (brosse, essuie-glace, balai, piston) ;
 - par ultrason.

Les nouveaux turbidimètres sont munis d'un système d'auto nettoyage, qui nettoie les parois par raclage à intervalles de temps prédéterminés par l'utilisateur.

6.9.2.4 Caractéristiques techniques des turbidimètres

Les mesures des turbidimètres sont généralement exprimées en **UTF** unités de Turbidité Formazine ou **FTU** (Formazin Turbidity Unit), ou directement en concentration en **MES** en mg/l ou g/L. Comme la turbidité des **MES** dans les eaux résiduaires varie en fonction de leur granulométrie, il n'est pas possible de donner une équivalence générale entre ces deux unités. Il est par conséquent prudent, surtout pour choisir un capteur de mesure en eaux résiduaires, de connaître l'ordre de grandeur des concentrations maximum observables. Ces ordres de grandeur peuvent être très différents selon les sites de mesure, par exemple en réseau séparatif pluvial ou en réseau unitaire.

Aussi, les capteurs néphéломétriques utilisent également l'unité **NTU** (Nephelometric Turbidity Unit). Si le capteur est étalonné avec des solutions de formazine, alors il y a

équivalence avec l'unité *FTU* (1 FTU = 1 NTU). La Formazine est une suspension formée par une réaction de condensation entre le sulfate d'hydrazine et l'hexaneméthylènetetramine. C'est un polymère insoluble se présentant sous l'aspect d'une suspension laiteuse, dont les particules ont des tailles comprises entre 0.1 et 5 μm . la Formazine correspond à une concentration de 400 unités formazine.

6.9.2.5 Installation d'un capteur optique

Le capteur optique doit être installé dans un endroit où :

- la limitation des perturbations apportées à l'écoulement par la présence du capteur notamment en réseau d'assainissement ;
- la représentativité du point de mesure ou de prélèvement par rapport à la section de mesure ;
- les risques de colmatage et d'encrassement du système de mesure ;
- l'accès aisément pour l'entretien et la maintenance.

Il faut éviter les endroits où :

- les sections de mesure à très faibles vitesses d'écoulement qui favorisent l'apparition d'une stratification;
- les sections situées à l'aval d'un coude ou à l'aval d'un raccordement de deux conduites (risque de mauvais mélange des effluents);
- placer le capteur ou la prise d'eau à une profondeur comprise entre 40 et 60% de la hauteur d'eau et à une distance suffisante des parois pour éviter une contamination des échantillons par les dépôts ou les biofilms qui s'y développent.

6.9.2.6 Étalonnage et vérification des turbidimètres

L'étalonnage consiste à établir une relation entre les valeurs indiquées par un appareil de mesure et les valeurs correspondantes données par des étalons dont l'incertitude est connue et compatible avec l'incertitude maximale tolérée. Cette opération permet d'établir une courbe d'étalonnage et de déterminer l'incertitude de mesure.

Tandis que la vérification de l'appareil de mesure consiste à comparer les valeurs indiquées par l'appareil avec les valeurs correspondantes données par des étalons dont l'incertitude est connue. Si les valeurs observées ne s'écartent pas des valeurs connues de plus d'une incertitude maximale tolérée, l'appareil est déclaré conforme et on continue à travailler avec. Dans le cas contraire l'appareil doit subir un nouvel étalonnage complet, un nouveau réglage et des réparations ou remplacement selon la gravité constatée.

Il faut procéder à l'étalonnage et à la vérification de turbidimètre, dans la terminologie on a trois termes qui sont associés à l'étalonnage : réglage, étalonnage, pseudo-étalonnage.

- Le réglage : opération consistant en général à régler à Zéro (offset) et la sensibilité (pente) du capteur en le plongeant dans deux solutions étalons dont les turbidités sont connues, le zéro est réglé avec l'eau distillée ;
- L'étalonnage : il s'agit de l'étalonnage au sens strict, c'est-à-dire l'établissement d'une courbe liant la valeur mesurée par le capteur à une valeur étalon de turbidité (solution certifiée, comme la Formazine).
- Le pseudo-étalonnage : il s'agit de l'opération permettant de relier la valeur fournie par l'appareil (le paramètre optique) à la valeur du paramètre polluant étudiée (par exemple la concentration en MES).

Un nombre important d'incertitudes et d'erreurs est dû en grande partie à un mauvais étalonnage des appareils de mesures.

6.9.2.7 L'opération d'étalonnage

Avant l'installation d'un appareil de mesure sur le site, il faut procéder à son étalonnage, selon le cas de :

- vérifier que l'appareil fonctionne;
- vérifier que les erreurs de sensibilité et d'offset sont nulles ou inférieures à des valeurs spécifiées par l'utilisateur;
- établir une courbe d'étalonnage pour la correction des valeurs fournies par l'appareil;
- régler l'appareil pour ramener les erreurs constatées à des valeurs inférieures à celles spécifiées par l'utilisateur.

En pratique, dans la majorité des cas c'est la combinaison de ces opérations qui donne un bon étalonnage.

Une fois la relation est réalisée, et à partir des observations sur la forme de la droite, il est possible, selon le type d'appareil et/ou les besoins de l'utilisateur, soit de procéder au réglage de l'offset et de la sensibilité de l'appareil pour faire coïncider les valeurs mesurées avec les valeurs étalons, ou bien d'utiliser la relation établie pour corriger les indications fournies par l'appareil, ou de combiner ces deux méthodes.

6.9.2.8 Unités de la turbidité

Il existe plusieurs unités en fonctions des méthodes et étalons utilisés :

- L'unité NTU (Normalized Turbidity Unit);
- L'unité Jakson ou JTU dont la solution étalon est une solution de sulfate d'hydrazine et de HMT tétramine;
- L'unité Formazine ou FTU qui utilise la même solution étalon que la précédente ;
- La goutte de mastic dont la base est une solution alcoolique à 1 pour 1000 de mastic végétal;
- L'unité Helm dont le témoin est une suspension de sulfate de baryum.

Il n'existe pas de relation théorique directe entre ces différentes unités, Mayet J et al, ont fait ressortir une approximation à prendre entre ces unités (tableau V) :

Tableau V

Équivalence approximative entre les différentes unités de turbidité (Mayet J et al, 1994)

	NTU JTU SiO ₂	FTU	Gouttes de mastic	Unité Helm BaSO ₄
Unité normalisée NTU Unité Jackson JTU Unité Kieselgur (mg/l SiO ₂)	1	0.1	8	4
Unité Formazine FTU	10	1	80	40
Goutte de mastic	0.125	0.0125	1	0.5
Unité Helm BaSO ₄	0.25	0.0225	2	1

CHAPITRE 7

MESURE D'AUTRES PARAMÈTRES DANS LES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT

7.1 Mesure de l'oxygène dissous (*OD*)

La mesure de la concentration en oxygène dissous (*OD*) dans l'eau usée des réseaux d'assainissement est très importante, notamment dans le contrôle de l'épuration de ces eaux.

Les capteurs qui mesurent en continu l'*OD* (des oxygénomètres) sont composés de cellules électrochimiques constituées de deux électrodes, d'un électrolyte et d'une membrane sélective perméable aux gaz. Les cellules les plus utilisées sont :

- Les cellules galvaniques;
- Les cellules poligraphiques.

7.1.1 La cellule galvanique

Les deux électrodes sont plongées dans un électrolyte généralement composé d'un gel *KOH*. La teneur en oxygène dans l'électrolyte est en équilibre avec celle de l'eau analysée.

Les électrodes libérées produisent un courant d'intensité proportionnelle à la concentration de l'oxygène dissous dans l'électrolyte. La cellule est reliée à un élément de mesure appelé microampèremètre (les cathodes peuvent être soit en or ou en argent et les anodes en plomb, en zinc ou en cadmium).

7.1.2 La cellule polarographique

Cette cellule est très semblable à la précédente ; la seule différence réside surtout dans les électrodes qui sont toutes deux en métaux nobles : la cathode est en or et l'anode en argent.

La concentration de l'oxygène dans l'eau est proportionnelle à la vitesse de diffusion de l'oxygène de cette eau à travers la membrane. La réduction de l'oxygène à la cathode polarisé par une tension constante qui produit un courant d'intensité proportionnelle à la concentration en oxygène dissous.

En général les membranes des cellules sont constituées de téflon, de polyéthylène ou autres matériaux. Elles sont souvent protégées par des revêtements en caoutchouc.

7.1.3 Avantages et caractéristiques des appareils de mesure de l'*OD*

Sur le marché, l'incertitude qu'on retrouve sur les appareils de mesure d'*OD* est de l'ordre de 1% à 2% de l'étendue de mesure ou de ± 0.1 mg/L (en l'absence de la compensation de température, la précision est de $\pm 6\%$). La température de fonctionnement des ces appareils est généralement comprise entre 0° C et 45°C. La précision tolérée suggérée par les fabricants est de 400kPa. Les cellules peuvent être immergées, insérées ou à circulation.

Certains appareils de mesure peuvent mesurer des concentrations très faibles, soit de 0 à 20 μ g/L, ce qui est très utile dans le cas des eaux usées dans les réseaux d'assainissement. Toutes les cellules peuvent mesurer les concentrations comprises entre 0 et 15 mg/L. le temps de réponse est de l'ordre d'une minute.

On peut citer quelques caractéristiques pratiques des appareils de mesure de l'oxygène dissous, telles que :

- *La compensation de température* : les variations de température modifient considérablement la vitesse de diffusion de l'oxygène, une compensation de la température est donc nécessaire pour éviter les résultats erronés. Cette compensation est réalisée automatiquement par l'introduction dans le circuit de mesure d'une thermorésistance qui est plongée dans la solution. Aussi il faut savoir qu'une forte variation de la concentration ionique totale peut induire des erreurs des mesures et une corrélation doit alors être apportée aux résultats.
- *L'agitation* : la solution à mesurer doit être agitée afin de renouveler la couche stagnante.
- *L'encrassement* : une membrane encrassée affecte la précision des mesures et un système de nettoyage à ultrasons est souvent utilisé ; notons que les sondes récentes sont munies de systèmes de nettoyage qui se déclenche automatiquement à intervalle de temps bien choisi en fonction de l'effluent à analyser.

Les instruments de mesure d'*OD* permettent de suivre l'activité biologique et de déterminer les phases spécifiques successives de consommation d'oxygène par les micro-organismes, par exemple pendant l'épuration aérobie des eaux usées. Cette consommation correspond à la *DBO* de l'échantillon. On signale que la demande biochimique d'oxygène *DBO* est parfois appelée, à tort, la demande biologique d'oxygène.

7.1.4 Instruments de mesure d'*OD*

Les sondes utilisent le système de pulsation rapide pour la mesure de l'*OD*. L'usage de cette technique permet d'obtenir des résultats significatifs. La sonde est munie de détecteurs électrochimiques qui permettent l'évaluation de l'*OD*.

Le système mesure le courant associé à la réduction de l'oxygène qui est diffusé à travers une membrane de Téflon, ce courant est proportionnel à la pression partielle d'oxygène dans la solution analysée. La géométrie de la sonde est composée d'une cathode mince en or placée entre deux rectangles en argent qui jouent le rôle d'anode.

7.1.5 Étalonnage

L'étalonnage des instruments de mesure de l'*OD* peut se faire dans l'air saturé d'humidité ou au moyen de solutions de concentrations connues. Les appareils sont gradués en mg/L d'*OD*, ou en %*OD*. La sonde est placée dans une solution connue en concentration en mg/L d'*OD* pendant 5 à 10 mn afin d'atteindre l'équilibre, tandis que pour l'étalonnage en %*OD* se fait en plaçant la sonde dans une tasse d'étalonnage qui contient tout simplement une éponge humide, de même, la sonde doit être laissée 5 à 10 mn pour atteindre l'équilibre thermique.

Avant de commencer l'opération d'étalonnage, il faut prendre quelques précautions :

- Si on utilise l'air-eau pour l'étalonnage il faut s'assurer que la température est bien stable (10 à 15 mn) avant de commencer l'étalonnage;
- Pour avoir un meilleur étalonnage, il faut le faire dans une température ambiante soit aussi proche que possible de l'échantillon à mesurer, le principe est d'immerger une chambre étanche (dans laquelle se trouve la sonde) dans le milieu à analyser, et après un temps d'équilibre commencer l'étalonnage.

Il existe un rapport entre le %*OD* et la concentration en mg/L d'*OD* tout en tenant compte de l'effet de la température, par exemple l'air saturé d'eau à 20°C contient 9.09mg/L d'*OD*, mais à seulement 7.65 mg/l d'*OD* à 30°C, à partir de ces valeurs on pourra interpoler.

7.2 La mesure de pH (potentiel Hydrogène)

Le pH sert à mesurer l'acidité, l'alcalinité ou la neutralité d'un liquide; il est exprimé par le logarithme décimal (base 10) de l'inverse de la concentration de la solution en ions hydrogène H^+ .

Le pH d'une eau est compris entre 0 et 14 ; 7 étant le pH neutre (d'équilibre) correspondant à la neutralité (pour les eaux usées il se situe entre 6 et 8). Une eau est d'autant plus acide que son pH est inférieure à 7 (est plus près de 0), et plus basique que son pH est supérieure à 7 (est plus près de 14).

Le pH varie en fonction de la température et se mesure à l'aide d'indicateurs colorés, ou mieux, par électrométrie (mesure fine de différence de potentiel électrostatique) à l'aide d'un pH-mètre.

Le pH, indique la concentration en ions H^+ d'une solution, ou plus exactement l'inverse de logarithme décimal de cette concentration, il est donné par la formule :

$$pH = \frac{1}{\log_{10}[H^+]} \quad (7.1)$$

Dans cette formule, la concentration en ions hydrogène $[H^+]$ est exprimée en moles par litres. Pour l'eau chimiquement pure, la concentration en ions H^+ est de 10^{-7} mole/l. le pH de l'eau pure à 22° C est donc égal à 7.

Si l'on ajoute un acide à de l'eau pure, la concentration en H^+ augmente et le pH diminue. Si l'on ajoute une base à de l'eau pure, la concentration en OH^- augmente, celle en H^+ diminue ; le pH augmente.

Pour les eaux non pures, le pH est fonction des concentrations en CO_2 dissous, en hydrogénocarbonate, en carbonate et en base libre éventuelle.

Les sondes de mesure du pH emploient des électrodes pour la détermination de la concentration en ion de l 'hydrogène H^+ par un procédé chimique.

7.3 Conductivité

La conductivité représente la facilité d'une substance à conduire le courant électrique. La mesure de la conductivité de l'eau permet de déterminer sa minéralisation. Il existe une relation entre la teneur en sels dissous d'une eau et sa faculté à conduire le passage d'un courant électrique. Lorsqu'elle conduit bien le courant, on dit qu'elle présente une bonne conductivité électrique.

La conductivité dépend de la mobilité de chaque type d'ion qui est fonction de la température du liquide, de la nature et des propriétés des ions présents (charge électrique, grosseur,...). Cette facilité évaluée par la conductivité est donc due à la contribution de tous les ions au transport du courant à travers le liquide.

L'application du concept de la conductivité dans les réseaux d'assainissement à une importance capitale ; la mesure de la conductivité permet de contrôler la composition de l'eau usée ; les déterminations sont simples et les informations concernant ce concept sont abondantes.

La mesure de la conductivité, donne une indication de la présence en quantités faibles ou élevées de minéraux dissous. La conductivité d'une eau augmente avec la température. La conductivité est l'inverse de la résistivité, elle est proportionnelle à la conductance mesurée, exprimée sous la formule suivante :

$$\sigma = \frac{1}{\zeta} = KG \quad (7.2)$$

ζ : résistivité exprimé en ohm.cm ($\Omega \cdot \text{cm}$)

σ : conductivité exprimée en micro-siemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

G : conductance exprimée en siemens

K : constante exprimée en cm^{-1} qui caractérise uniquement la géométrie de la cellule qui délimite le volume de la solution dont on mesure la conductivité.

7.4 La température

La mesure de la température est très importante dans de nombreux domaines (recherche et industrie). Dans les réseaux d'assainissement, elle conditionne les réactions chimiques et biologiques et elle affecte la plupart des propriétés physico-chimique comme la masse volumique, la turbidité, la viscosité, la pression...

Cependant, ce n'est pas une grandeur repérable à l'aide d'un phénomène associé tel que la variation de résistance d'un conducteur électrique ou la dilatation d'un fluide. Il existe une grande variété de capteurs industriels utilisant chacun des multiples méthodes de mesures disponibles. Aussi se pose le problème du choix d'un capteur de température. Beaucoup de paramètres interviennent, en particulier la gamme de température, la précision souhaitée, le temps de réponse, sans oublier les considérations liées à l'accessibilité et à l'environnement.

7.5 Avantages et inconvénients

Ces appareils présentent les avantages suivants :

- Bonne reproductibilité, stabilité et interchangeabilité;
- Incertitudes de l'ordre de $\pm 0.2\%$ de l'étendue de mesure;
- Temps de réponse de l'ordre de 0.5 à 5 secondes;
- Une grande étendue de mesure.

Mais aussi quelques inconvénients :

- **Ces appareils sont passifs, une alimentation électrique extérieure d'excitation est indispensable à leur fonctionnement;**
- **Ils sont influençables par l'humidité et les gaz corrosifs;**
- **L'échauffement de leur résistance (auto-échauffement) par le passage du courant d'excitation et qui s'ajoute à l'échauffement par le milieu à mesurer, nécessite une compensation délicate.**

CHAPITRE 8

TRAITEMENT, CRITIQUE ET VALIDATION DES DONNÉES

8.1 Introduction

Comme nous l'avons évoqué précédemment, le résultat des mesures ne représente pas toujours de façon fidèle la réalité.

Outre les erreurs induites par les instruments de mesure mis en œuvre, il est possible que la mesure soit juste mais qu'elle ne représente pas ce qu'on désire mesurer (comme par exemple lorsque d'autres phénomènes se sont produits pendant la mesure : travaux de construction, de curage, dérivation d'une partie des eaux en ce point, intrusions des eaux parasites provenant d'arrosages, du nettoyage des rues, ou encore de la fonte des neiges).

La prise en compte de ces données, même en faible nombre, pourrait perturber les résultats issus de leur exploitation ultérieure. C'est pourquoi il est indispensable avant toute utilisation des données de critiquer et de valider les résultats de la campagne de mesures, afin de marquer les valeurs qui nous semblent erronées.

Les erreurs commises peuvent être classées en trois catégories : les erreurs aberrantes, systématiques et aléatoires (incertitudes). La phase de validation et de critique des données a pour objectif d'identifier, afin de marquer les erreurs aberrantes ou systématiques, ainsi que d'évaluer les incertitudes sur les valeurs mesurées.

La chaîne de mesure des données, qui comprend un capteur, un dispositif de codage et un enregistreur génère une information brute qu'il est nécessaire d'analyser, de critiquer et éventuellement de corriger (élimination de valeurs isolées aberrantes, prise en compte d'une modification temporaire de la section de mesure...). Ces différentes

étapes ne sont pas chronologiques mais interviennent tout au long du traitement, de l'enregistrement de terrain jusqu'à l'insertion des données dans la banque de données hydrologiques.

De même, le résultat ultime (par exemple le débit ou *MES*), est à son tour soumis à un processus de vérification avant validation.

8.2 Organisation des données

La compréhension des processus intervenant dans le cycle de l'eau ainsi que l'étude de leurs variations spatiales et temporelles nécessitent de disposer de données. Celles-ci sont essentielles et constituent un préalable à toute analyse hydrologique, que ce soit dans le but de procéder à une étude du cycle de l'eau, d'impacts environnementaux ou pour procéder au dimensionnement d'ouvrages hydrauliques.

De façon générale, pour permettre le passage de l'acquisition des données à leur utilisation effective dans le cadre d'une analyse hydrologique on distingue les étapes suivantes :

- acquisition;
- traitement;
- contrôle et validation;
- organisation;
- diffusion et publication.

8.2.1 Acquisition des données

L'acquisition des données consiste à procéder, par le biais d'un instrument de mesure, à acquérir de l'information (par exemple : hauteur d'eau d'une station limnimétrique, comptage des basculements d'un pluviographe à augets, *MES* dans les

collecteurs, débit dans une conduite...). Le procédé peut être automatisé ou non. Ceci aura une influence sur le type d'erreurs que l'on peut commettre.

8.2.2 Traitement des données

La donnée acquise nécessite souvent un traitement préalable (ou traitement primaire) afin de la rendre pertinente et exploitable. Il s'agit pour l'essentiel de la conversion de la mesure effectuée en une grandeur qui soit hydrologiquement significative (par exemple : transformation d'impulsions électriques en intensités de précipitations, de hauteurs d'eau en débits, génération de données à pas de temps constant à partir de mesures effectuées à pas de temps variables etc...).

Le traitement des données inclut aussi le contrôle primaire des données qui comprend les contrôles de cohérence à l'exclusion de tous traitements statistiques. Il s'agit par exemple, dans le cas d'une acquisition manuelle des données, de les convertir en fichiers informatiques. Dans ce cas, on procède généralement à une double saisie des données puis les fichiers sont comparés afin de déceler d'éventuelles erreurs de saisie. Dans la situation où l'on procède à l'acquisition de données de précipitations et de débits, on vérifie encore la cohérence temporelle des données acquises, à savoir par exemple qu'une crue est bien la conséquence d'un épisode pluvieux.

8.2.3 Contrôle et validation des données

Avant de pouvoir exploiter les données et bien qu'elles soient dans un format adéquat, il importe de contrôler la fiabilité et la précision de ces dernières. Le contrôle permet de valider les données avant leur organisation au sein d'une banque de données pour leur mise à disposition à des fins opérationnelles. Lors de cette opération, on introduit des indices de qualité de la donnée ainsi que des indices indiquant que celle-ci est reconstituée, calculée voire manquante. Par exemple, le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) utilise pour ce faire toute une série d'indices et de filtres permettant de qualifier

des données présentant une rupture de continuité, une ou plusieurs mauvaises valeurs, des valeurs manquantes ou à vérifier etc.

La validation des mesures brutes est une étape cruciale pour l'exploitation immédiate ou ultérieure des résultats. En effet, un résultat de mesure est toujours entaché d'incertitudes, et ce résultat ne représente pas toujours la réalité. La validation vise à améliorer la qualité des données observées. Cependant, la qualité n'est pas le seul facteur ; il est également important de s'assurer que l'on possède les bonnes données, c'est-à-dire, les données nécessaires pour une gestion optimale des systèmes d'assainissement.

C'est pourquoi il est nécessaire de critiquer et de valider les mesures brutes, autrement dit, séparer la bonne information de la mauvaise en vérifiant la vraisemblance des résultats de mesure, à la lumière des informations et connaissances disponibles à notre niveau. L'objectif est de réduire au maximum le taux de données non valides.

8.2.4 Organisation des données

Au vu de l'importance quantitative et qualitative des données, il importe de les organiser avec soin. Ceci se fait à partir d'un corps de documents originels (formulaire de terrain, diagrammes, unité de stockage électronique) constituant les archives qui sont en règle générale accessibles uniquement à un personnel spécifique (responsable du centre de collecte, archiviste...).

8.2.5 Diffusion et publication

La diffusion des données en vue de leur utilisation opérationnelle peut-être faite selon deux modes :

- *Publication papier* : Il s'agit par exemple de la publication d'annuaires comme les annuaires hydrologiques bulletins journaliers tels ceux émis par la météo.
- *Diffusion informatique* : Actuellement et grâce aux développements des interfaces liées au réseau Internet, les données sont de plus en plus accessibles de manière conviviale et en tout temps.

La critique et la validation des données restent un art difficile, notamment lorsque la transition entre une situation normale et une anomalie avérée et progressive. Ce travail est exigeant en temps et en personnel compétent (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Des ouvrages généraux de physique décrivent des méthodes de validation de données très variées, depuis le simple test de dispersion statique jusqu'aux techniques utilisant la logique floue (Ragot et al., 1990). Malheureusement en hydrologie la validation des données est assez peu documentée dans la littérature. Généralement réalisée de façon subjective par l'exploitant du système de mesures, il est difficile de savoir quels critères lui ont permis de marquer telle ou telle donnée.

La majorité des études à ce sujet concerne la validation des données pluviométriques (Allerup et al., 1980), (Khelil., 1985), (Kroa., 1993), (Auchet et al., 1995), certaines ont été consacrées à des méthodes de validation des données sur les débits (Bennis et al., 1996), (Berrada et al., 1995), (Hansen et al., 1996).

Cette phase de validation se fait généralement à partir de connaissance du phénomène acquise par ailleurs. Cependant, une telle opération est délicate, car il est

difficile d'affirmer que certaines valeurs mesurées sont assurément à éliminer et ne représentent pas la variabilité réelle du phénomène.

8.3 Utilisation d'un logiciel de validation (*PreVal*)

Le logiciel *PreVal* (Bennis ., 2001) est interactif, simple d'utilisation et basé principalement sur un mode graphique. Toutes les composantes du bilan hydrique ainsi que les variables météorologiques sont constamment visualisées, pour un site et une période de temps fixés par l'utilisateur. Ce dernier, analyse et juge les résultats d'une méthode de filtrage et son effet sur chacune des composantes du bilan hydrique. Plusieurs graphiques sont disponibles pour guider l'utilisateur dans ses choix de techniques et de stations témoins qui l'aident à réaliser la validation. Ce logiciel dispose de plusieurs paramètres statistiques qui permettent de juger la qualité de la validation des données hydrométriques.

En pratique, la qualité des mesures n'est jamais parfaite. Elles sont souvent entachées d'erreurs. La validation de ces données est donc nécessaire, l'expérience de l'utilisateur est un atout appréciable.

Pour mettre au point le logiciel de validation des données *PreVal*, Bennis et al ont été intéressés aux techniques de filtrage univariées et multivariées (Bennis et al., 1996).

8.3.1 Techniques univariées de filtrage

Les techniques univariées de filtrage sont utilisées lorsqu'on dispose d'une série de mesures en provenance d'un seul instrument de mesure. Il s'agit des techniques utilisant plus particulièrement les filtres linéaires, quadratique, médian, Winsoriseur (à priori et à postériori), fréquentiel et de Fraser.

En dehors des filtres fréquentiels et de Fraser, tous les filtres classiques que l'on va décrire utilisent un échantillon représenté par une fenêtre mobile, comprenant un certain nombre de mesures, fixé à priori (Berrada et al, 1996). Pour chaque pas de temps donné, c'est la valeur centrale d'une fenêtre qui fait l'objet de traitement.

8.3.1.1 Filtres moyenneurs

Ces filtres suivent la tendance centrale (moyenne) d'une série chronologique. Ils sont bien adaptés au lissage des bruits de mesures de faible amplitude relative, mais ils sont tous sensibles aux valeurs aberrantes de grande amplitude qui contamine le signal (Swartz 1989). La relation de ces filtres est donnée par la formule suivante :

$$y_t = \sum_{k=-m}^m \alpha_k x_{t+k} \quad (8.1)$$

Avec

x_t : la mesure brute qu'on cherche à filtrer

y_t : le résultat de filtrage

$2m+1$: largeur de la fenêtre de filtrage

α_k : coefficient de pondération (en vérifiant $\sum_{k=-m}^m \alpha_k = 1$).

8.3.1.2 Filtre à régression linéaire

Le filtre à régression linéaire a l'avantage d'approximer par une droite, la tendance de $(2m+1)$ points de mesures successives représentant la largeur de la fenêtre ;

m est un entier positif choisi à priori. Ainsi, pour une estimation de la mesure à l'instant t , la tendance sur cette fenêtre est un segment de droite d'équation :

$$\text{tendance}(k) = \alpha k + \beta \quad \text{avec } -m \leq k \leq m \quad (8.2)$$

α et β sont déterminées par la méthode des moindres carrés (cette méthode minimise la somme quadratique)

$$S(\alpha, \beta) = \sum_{k=-m}^m (\alpha k + \beta - x_k)^2 \quad (8.3)$$

8.3.1.3 Filtre à régression quadratique

Ce filtre sert à faire une approximation de la tendance sur $(2m+1)$ points représentant la largeur de la fenêtre mobile par un polynôme de second degré :

$$\text{tendance}(k) = \alpha + \beta k + \gamma k^2 \quad \text{avec } -m \leq k \leq m \quad (8.4)$$

α , β et γ sont déterminés par la méthode des moindres carrés :

$$S(\alpha, \beta, \gamma) = \sum_{k=-m}^m (\alpha + \beta k + \gamma k^2 - x_k)^2 \quad (8.5)$$

l'estimation \hat{X}_t de la donnée X_t par ce filtre est donnée par la formule suivante :

$$\hat{X}_t = \alpha = \frac{\sum_{k=-m}^m X_{t+k} \sum_{k=-m}^m k^4 - \left(\sum_{k=-m}^m k^2 X_{t+k} \right) \left(\sum_{k=-m}^m k^2 \right)}{(2m+1) \sum_{k=-m}^m k^4 - \left(\sum_{k=-m}^m k^2 \right) \left(\sum_{k=-m}^m k^2 \right)} \quad (8.6)$$

8.3.1.4 Filtre médian

Pour remédier aux problèmes causés par l'existence de valeurs aberrantes trop bruitées, le filtre médian est le mieux placé à le faire. Il utilise la médiane et non la moyenne pour estimer le paramètre central d'une population. Sur une fenêtre de largeur $(2m+1)$ avec m entier positif choisi à priori, le filtre est défini par la formule :

$$\hat{X}_i = \text{médiane}\{X_{i-m} + X_{i-m+1} + \dots + X_i + \dots + X_{i+m}\} \quad 8.7$$

La médiane d'une série continue $\{x_1, x_2, \dots, x_n\}$ à partir de l'échantillon ordonné

$\{x_1 < x_2 < \dots < x_n\}$ est donnée par la formule :

$$\text{médiane}\{x_1, x_2, \dots, x_n\} = \begin{cases} x_p & \text{si } n=2p+1 \\ \frac{1}{2}(x_p + x_{p+1}) & \text{si } n=2p \end{cases} \quad 8.8$$

8.3.1.5 Filtre Winsoriseur

Ce filtre est un compromis entre le filtre médian et le filtre moyenneur. Après la sélection du premier filtre (élimination des valeurs aberrantes appartenant aux premiers et derniers déciles de l'échantillon traité). Le deuxième filtre calcule la moyenne de l'échantillon en remplaçant les valeurs exclues par celles qui leurs sont proches. La méthodologie employée pour ce filtre est la suivante :

Pour estimer la mesure X_i du jour i . On prend, dans ce cas, une fenêtre de largeur $(2m+1)$, m est entier positif choisi à priori, centré en X_i :

$$X = (X_{i-m}, X_{i-m+1}, \dots, X_i, X_{i+1}, \dots, X_{i+m}) \quad 8.9$$

Puis on suit les étapes suivantes :

1. classer l'échantillon X par ordre. L'échantillon obtenu est donc :

$$Y = (Y_{i-m}, Y_{i-m+1}, \dots, Y_i, Y_{i+1}, \dots, Y_{i+m}) \text{ avec } Y_i < Y_j \forall i < j \quad (8.10)$$

2. éliminer des valeurs trop aberrantes. Il s'agit ici d'une opération d'ébarbage qui exclut un certain nombre de valeurs extrêmes de l'échantillon Y . ce rejet peut se faire suivant deux choix :

- *Rejet à priori* : le nombre de points rejetés est fixé à l'avance. Si, par exemple on décide d'écartier systématiquement de l'échantillon un certain pourcentage a (du nombre total $2m+1$) de premières valeurs et un autre pourcentage b (du nombre total $2m+1$) de dernières valeurs, les nombres exacts des valeurs exclues seront :

$$r = \text{Ent}[(2m+1)a] \quad (8.11)$$

Pour les faibles valeurs de l'échantillon et

$$s = \text{Ent}[(2m+1)b] \quad (8.12)$$

Pour les plus fortes valeurs de l'échantillon. $\text{Ent}(x)$ représente ici la partie entière du réel x . Pour une fenêtre mobile, les proportions a et b sont prises égales (filtre symétrique) s'il n'y a pas de direction privilégiée dans la contamination. Ce filtre ébarbeur est celui qui estime l'observation X_i à partir de l'échantillon restant $(Y_{i-m+1}, \dots, Y_i, Y_{i+1}, \dots, Y_{i+m-s})$ comme suit :

$$\hat{X}_i = \frac{1}{(1-a-b)(2m+1)} \left((1-f_1)Y_{i-m+r} + \sum_{j=m+r+1}^{j=m-s-1} Y_{i+j} + (1-f_2)Y_{i+m-s} \right) \quad (8.13)$$

Avec :

$$f_1 = (2m+1)a - r$$

$$f_2 = (2m+1)b - s$$

$$f_1, f_2 \in [0;1[$$

- *Rejet à posteriori* : le nombre de points rejetés est choisi à postériori. Les valeurs des paramètres a et b peuvent être calculées de façon adaptative. On peut, par exemple rejetés les points qui s'écartent de la moyenne de plus de k fois l'écart type, calculé sur l'échantillon. D'après Ragot et al., (1990), cette technique possède l'avantage d'écartier les valeurs aberrantes et de ne pas en tenir compte dans les relations de pondération.
3. Réaliser l'opération de Winsorising qui consiste à substituer des valeurs aberrantes par celles qui leur sont proches. Le filtre winsoriseur est donc celui qui estime l'observation X_i par la moyenne arithmétique du nouvel échantillon :

$$\underbrace{Y_{i-m+r}, \dots, Y_{i-m+r}}_{(r+1) \text{ termes}}, Y_i, Y_{i+1}, \dots, \underbrace{Y_{i+m-s}, \dots, Y_{i+m-s}}_{(s+1) \text{ termes}}$$

comme suit :

$$\hat{Y}_i = \frac{1}{2m+1} \left[rY_{i-m+r} + sY_{i+m-s} + \sum_{j=m+r}^{j=m-s} Y_{i+j} \right] \quad i > m \quad (8.15)$$

8.3.1.6 Filtre fréquentiel

La meilleure approche pour l'estimation du bruit non désirable des séries de mesures chronologiques est le filtrage en fréquence. Son principe consiste à appliquer à la série chronologique un filtre qui enlève les composantes fréquentielles indésirables. Les filtres les plus utilisés sont :

- *Le filtre passe-bas* : il laisse passer toutes les basses fréquences situées en dessous d'une fréquence de coupure f_c , fixée à priori;
- *Le filtre passe-haut* : il laisse passer toutes les hautes fréquences situées en dessous d'une fréquence de coupure;
- *Le filtre passe bande* : il laisse passer toutes les fréquences comprises entre deux fréquences de coupure.

En hydrologie urbaine, le filtre le plus utilisé pour éliminer les grandes fluctuations est le filtre passe bas.

Le filtre est basé sur un signal discret, périodique de période $N\delta T$ où δT représente la période d'échantillonnage de la série. Son spectre en fréquence $X(k)$ est aussi périodique de période $N\delta f$ échantillonné selon un pas de $\delta f = \frac{1}{N\delta T}$ et sur un intervalle $[-f_{\max}; +f_{\max}]$:

$$X(k\delta f) = \sum_{n=0}^{N-1} x(n) \exp(-j2\pi(k\delta f)(n\delta f)) \quad (8.16)$$

Que l'on peut simplifier par :

$$X(k) = \sum_{n=0}^{N-1} x(n) \exp\left(-j2\pi \frac{kn}{N}\right) \quad (8.17)$$

Pendant la période d'échantillonnage δT du signal $\{x(n)\}$ la plus grande fréquence ne doit pas dépasser la fréquence de Nyquist ($f_{Nyquist} = 1/2\delta T$). Par conséquent :

$f_{\max} \leq \frac{1}{2\delta T}$. Si on note $f_{\max} = k_{\max} \times \delta f$ alors on aura : $k_{\max} \leq \frac{N}{2}$

Comme on le remarque, la représentation spectrale nécessite un très grand nombre de calculs. Pour les réduire, on fait appel à la transformation de Fourier rapide (T.F.R).

8.3.1.7 Filtre de Fraser

Dans un environnement univarié où l'on dispose d'une seule série chronologique de mesure (cas où il y a un seul capteur), un modèle de type ARMA ou ARIMA (Box et Jenkins 1976) est approprié. L'ordre autorégressif de ce modèle doit néanmoins être fixé à l'avance si on veut mettre au point une technique automatique de validation des données. En fait, nous nous sommes limités arbitrairement à l'ordre deux. Ceci est justifié en raison de l'intérêt d'opter pour un modèle parcimonieux (Abraham et al., 1983). De plus, nous avons préféré prendre un modèle autorégressif supérieur à un, car il subsiste toujours, dans le cas des données hydrologiques journalières (débits, niveaux, concentration...) des corrélations entre les mesures effectuées à un jour j et celles effectuées au jour $j-2$. La mesure au jour t_n peut par conséquent s'exprimer comme suit :

$$X(t_n) = \sum_{k=1}^2 b_k X(t_{n-k}) + e(t_n) \quad (8.18)$$

Où $e(t_n)$ est un bruit considéré blanc.

Pour identifier les paramètres de ce modèle et filtrer les bruits, le choix s'est arrêté sur le filtre de Kalman défini dans beaucoup d'ouvrages tels que ceux de Kalman et Bucy (1961), Radix (1984) et Bennis (1987).

L'application de ce filtre est très intéressante (Bennis et Bruneau 1993a, 1993b) à cause de son caractère récursif et adaptatif. Habituellement, il est utilisé en hydrologie

pour la prévision. Dans notre cas, nous l'appliquerons pour le lissage des données. Le lisseur de Fraser (Radix 1984) effectue une estimation optimale de la mesure $X(t_n)$ au jour T_n à partir de toutes les mesures, au nombre $N+1$, effectuées aux instants $t_0, t_1, \dots, t_n, t_{n+1}, \dots, t_N$. Il suit ainsi les trois étapes suivantes (Radix 1984) :

- 1- un filtrage de Kalman « aller » en partant de t_0 jusqu'à t_n à partir des conditions initiales $P^A(t_0)$ et $X^A(t_0)$, où $P^A(t_0)$ est la matrice de covariance aller de l'erreur d'estimation du vecteur d'état $X(t_0)$.
- 2- un filtrage de Kalman « retour » en partant de t_N jusqu'à t_n à partir de condition initiales $P^R(t_0)$ et $X^R(t_0)$, où $P^R(t_0)$ est la matrice de covariance retour de l'erreur d'estimation du vecteur d'état $X(t_N)$.
- 3- une combinaison optimale des estimations aller $\hat{X}^A(t_n)$ et retour $\hat{X}^R(t_n)$ à partir des relations suivantes :

$$\hat{P}^{-1}(t_n) = [\hat{P}^A(t_n)]^{-1} + [\hat{P}^R(t_n)]^{-1} \quad (8.19)$$

$$\hat{X}(t_n) = \hat{P}(t_n) \left[[\hat{P}^A(t_n)]^{-1} \hat{X}^A(t_n) + [\hat{P}^R(t_n)]^{-1} \hat{X}^R(t_n) \right] \quad (8.20)$$

L'estimation optimale ou plus probable est donc une combinaison linéaire des deux estimations aller et retour qui favorise toujours celle dont la « variance » est la plus faible. Les « coefficients » des pondérations sont représentés par les matrices de précision $(P^A)^{-1}$ et $(P^R)^{-1}$.

Il faut cependant signaler un détail important dans l'application des équations précédentes. En effet, le filtre de Kalman, appliqué selon la technique de MISP « Mutually Interactive State Parameters Estimation » (Todini 1978), fournit à chaque pas de temps, dans le sens « aller » et « retour », deux estimations du vecteur d'état :

$\hat{X}^A(t_n/t_{n-1})$ et $\hat{X}^A(t_n/t_n)$ à l'aller, $\hat{X}^R(t_n/t_{n-1})$ et $\hat{X}^R(t_n/t_n)$ au retour. $\hat{X}^A(t_n/t_n)$ est la valeur de X prédicta, dans le sens « aller », à partir des valeurs mesurées de t_0 à t_{n-1} . $\hat{X}^A(t_n/t_n)$ est la valeur de X estimée à l'« aller » après la réception de la mesure à l'instant t_n deux fois, il faut utiliser la valeur prévue dans un sens, par exemple $\hat{X}^A(t_n/t_{n-1})$ est la valeur filtrée dans l'autre sens $\hat{X}^R(t_n/t_n)$.

Pour remédier aux problèmes d'autocorrélation des résidus, lors de l'utilisation de la méthode standard des moindres carrés, l'identification des ces paramètres s'effectue par application du filtre récursif et adaptatif de Kalman (Bennis 1987).

8.3.2 Techniques de filtrage multivariés

Ces techniques sont appliquées lorsqu'on est en présence de plusieurs instruments de mesure qui mesurent le même paramètre sur le même site et en même temps. Cette méthode consiste à comparer les écarts entre la valeur prévue par un modèle autorégressif, la valeur historique mesurée et la valeur estimée par un modèle régressif sur les instruments avoisinants. Parmi la valeur mesurée et estimée, celle qui se rapproche le plus de la valeur prévue est retenue. Une des exigences de cette méthode est la disponibilité des données avant et après la date de la donnée à valider (pour valider une donnée N , il faut non seulement qu'on dispose de N_{t-1} , N_{t-2} mais aussi des valeurs N_{t+1} , N_{t+2}) aussi bien dans la station à valider que dans les stations avoisinantes. Afin d'exploiter au mieux cette exigence, le processus de validation par la méthode multifiltre est exécuté deux fois (aller-retour), normal dans le sens aller et rétrograde dans le sens retour. On considère qu'une valeur historique est erronée (et elle est écartée) que si elle a été rejetée dans les deux sens de validation aller et retour.

Les techniques de validation multifiltre représentent le cas favorable de validation par rapport aux techniques univariées (Bennis et al, 1996). Dans ce cas, on adopte une validation multivariée pour valider les séries de mesures. Cette méthode consiste à comparer, d'une part, l'écart entre la valeur historique mesurée et d'autre part, l'écart entre la valeur prévue pour le même modèle ARMA et la valeur estimée par un modèle régressif sur les autres stations placées sur le même site. Parmi les valeurs mesurées et estimées par le modèle régressif, celle qui se rapproche le plus de la valeur prévue par le modèle ARMA est retenue. Les résidus $e_{1i}(i)$ et $e_{2i}(i)$ sont donnés respectivement par les valeurs absolues des écarts suivants :

$$\begin{cases} e_{1i}(i) = |(N_{it})_{\text{prévu}} - (N_{it})_{\text{mesuré}}| \\ e_{2i}(i) = |(N_{it})_{\text{prévu}} - (N_{it})_{\text{mesuré}}| \end{cases} \quad (8.21)$$

Afin de considérer des modèles non stationnaires d'éviter le biais d'estimation des paramètres de régression par le méthode standard des moindres carrés, le filtre de Kalman est utilisé pour identifier les paramètres des modèles utilisés (Bennis et Bruneau, 1993). L'utilisation de ce filtre permet en particulier, d'obtenir des résidus indépendants dont la fonction d'autocorrélation s'approche de 0 (Bennis., 1987).

8.3.2.1 Modèles multifiltres

8.3.2.1.1 Modèle de prévision ARMA

Un modèle ARMA est utilisé pour modéliser et prédire les variations des niveaux des réservoirs (Bennis et al 1993). Le choix automatique du modèle autorégressif a été fait en raison de sa simplicité et de la possibilité d'utiliser des méthodes linéaires pour l'estimation des ses paramètres. De plus, ce modèle reproduit bien les variations des niveaux des grands réservoirs.

Ce modèle est utilisé uniquement comme indicateur de la tendance de variation du niveau (une méthode automatisée de validation dont l'ordre a été arbitrairement fixé à

2). Ce modèle a été adapté d'après la formulation générale de l'algorithme de Kalman. Le filtre de Kalman permet, à chaque pas de temps, de filtrer les mesures et d'identifier les paramètres. Le modèle de prévision ARMA se présente sous la forme :

$$\begin{cases} X_t = \phi_{/(t-1)} X_{t-1} + W_{t-1} \\ Z_t = H_t X_t + V_t \end{cases} \quad (8.22)$$

Avec :

$$X_t = \begin{bmatrix} (N_{it}^A)_{\text{prévu}} \\ (N_{it-1})_{\text{validé}} \end{bmatrix} \quad (8.23)$$

$$X_{t-1} = \begin{bmatrix} (N_{it-1})_{\text{validé}} \\ (N_{it-2})_{\text{validé}} \end{bmatrix} \quad (8.24)$$

et :

$$\phi_{/(t-1)} = \begin{bmatrix} \theta_1 & \theta_2 \\ 1 & 0 \end{bmatrix} \quad (8.25)$$

qui est la matrice de transition contenant les paramètres du modèle autorégressif :

$W_t = \begin{bmatrix} W_t \\ 0 \end{bmatrix}$ est le bruit du modèle; $(N_{it}^A)_{\text{prévu}}$ représente le niveau prévu au jour t à la station i par un modèle opérant dans les sens aller, A , du temps; $(N_{it})_{\text{validé}}$ représente le niveau validé au jour t à la station i ; $H_t = [1 \ 0]$ est la matrice d'échelle; V_t est le bruit de mesure.

Dans le sens retour, un modèle similaire au précédent est utilisé.

8.3.2.1.2 Modèle régressif

La mesure de l'instrument i à valider est estimée à partir des mesures des instruments avoisinants, pour un temps t , par la relation de régression suivante :

$$(N_{it}^A)_{\text{estimé}} = \sum_{\substack{l=1 \\ l \neq i}}^n a_l^A N_{lt} + e_t \quad (8.25)$$

Avec N_{lt} représente la mesure de l'instrument l au temps t , a_l^A sont les coefficients de régression associés à l'instrument l dans le sens aller, n est le nombre d'instruments disponibles sur le site, e_t est le terme d'erreur au temps t .

Comme pour le sens croissant du temps, l'équation de la régression dans le sens rétrograde du temps s'exprime par l'équation :

$$(N_{it}^R)_{\text{estimé}} = \sum_{\substack{l=1 \\ l \neq i}}^n a_l^R N_{lt} + e_t \quad (8.26)$$

a_l^R sont les coefficients de régression associés à l'instrument l dans le sens retour.

8.3.2.1.3 Méthodologie de validation

L'algorithme de validation proposé est itératif. On désigne par $M_{i0}, M_{i1}, \dots, M_{iF}$ les mesures aux différents instants de l'instruments à valider i . La validation de la mesure au temps t , compris entre 0 et F , se fait toujours en deux étapes : aller, en faisant varier t de 0 à F puis retour, en faisant varier t de F à 0 .

Dans le sens aller, la validation de la mesure M_{it} se fait après celle des mesures $M_{i0}, M_{i1}, M_{i2}, \dots$. Un modèle autorégressif sur ces dernières valeurs validées permet d'estimer, par extrapolation, la valeur de la mesure prévue désignée par $(M_{it}^A)_{\text{prevu}}$. Si l'on désigne par

$(M_{it})_{\text{mesuré}}$ la valeur de la mesure mesurée et par $(M_{it}^A)_{\text{validé}}$ la valeur de la mesure validée dans le sens aller, la règle de décision se présente sous la forme suivante :

Si

$$|(M_{it}^A)_{\text{prévu}} - (M_{it}^A)_{\text{estimé}}| < |(M_{it}^A)_{\text{prévu}} - (M_{it}^A)_{\text{mesuré}}| \quad (8.27)$$

alors

$$(M_{it}^A)_{\text{validé}} = (M_{it}^A)_{\text{estimé}} \quad (8.28)$$

sinon

$$(M_{it}^A)_{\text{validé}} = (M_{it}^A)_{\text{mesuré}} \quad (8.29)$$

La validation dans le sens retour se fait exactement de la même manière que dans le sens aller, il suffit de changer la lettre A pour la lettre R dans les formules citées précédemment.

Une valeur historique mesurée n'est considérée aberrante que si elle a été écartée dans les deux étapes de la validation aller et retour. Dans ce dernier cas, $(M_{it}^A)_{\text{estimé}}$ et $(M_{it}^R)_{\text{estimé}}$ sont combinés par des relations suivantes pour obtenir l'estimation optimale \hat{M}_{ij} (Winkler et al., 1983) :

$$(M_{it})_{\text{validé}} = P_{it} \left[(P_{it}^A)^{-1} (M_{it}^A)_{\text{estimé}} + (P_{it}^R)^{-1} (M_{it}^R)_{\text{estimé}} \right] \quad (8.30)$$

Avec :

$$P_{it} = (P_{it}^A)^{-1} + (P_{it}^R)^{-1} \quad (8.31)$$

Où P_{it}^A et P_{it}^R désignent respectivement les matrices de covariance de l'erreur d'estimation dans le sens aller et retour, leur inverse désigne la matrice de précision. Elles sont fournies à chaque pas de temps t par le filtre de Kalman. Ces dernières

équations ont été proposées pour obtenir la combinaison optimale des prévisions calculées par plusieurs modèles.

CHAPITRE 9

APPLICATION À UN CAS EXPÉRIMENTAL

9.1 Introduction

La détermination expérimentale de la hauteur et de la vitesse de l'eau dans la conduite, nous permettra de calculer son débit. La mesure de hauteurs et vitesses sera faite à l'aide d'instruments d'une bonne précision : un capteur de pression, un capteur ultrasonore pour la mesure de la hauteur et un capteur à effet *Doppler* pour la mesure de la vitesse. Dans cette expérience, nous allons déterminer le débit ainsi que les incertitudes de mesures qui lui correspondent.

La chaîne de mesure des données, qui comprend un capteur, un dispositif de codage et un enregistreur génère une information brute qu'il est nécessaire d'analyser, critiquer et éventuellement de corriger (élimination de valeurs isolées aberrantes, prise en compte d'une modification temporaire de la section de mesure...). Ces différentes étapes ne sont pas chronologiques mais interviennent tout au long du traitement, de l'enregistrement de terrain jusqu'à l'insertion des données dans la banque de données hydrologiques.

De même, le résultat ultime (par exemple le débit), est à son tour soumis à un processus de vérification avant validation.

L'objectif de ce travail est le traitement, la critique et la validation des données débitmétriques (hauteurs, vitesses, débits) obtenus par différents instruments de mesure. Pour tester un logiciel de validation des données *PreVal* (Bennis., 2001), avec deux techniques de validation :

- Techniques univariées : lorsqu'on dispose d'une série de mesures en provenance d'un capteur, c'est le cas le plus défavorable;

- **Techniques multivariées** : c'est dans le cas où on a plusieurs capteurs qui mesurent en même temps le même paramètre et dans le même site.

9.2 Cadre théorique et méthodologique

Sachant que le débit est déterminé à partir des vitesses et hauteurs, la vitesse moyenne est déterminée par effet *Doppler*, tandis que les hauteurs sont déterminées par un capteur à pression immergé et un capteur ultrasonore aériens (Chapitre 4). Ce débit est déterminé à partir des mesures en continu des hauteurs et des vitesses. Ces paramètres, convertis en débit par un processus adapté à la forme et aux dimensions de la conduite (Chapitre 5).

Toutes les méthodes de mesure de débit à surface libre comportent au moins une mesure de hauteur d'eau. Les deux options technologiques pour réaliser cette mesure se résument souvent au choix entre capteurs de pression et capteurs ultrasonores. Dans notre expérience on utilisera les deux options. Les capteurs à pression peuvent nécessiter moins de travaux de génie civil, et continuent à fournir des mesures intéressantes lors de mises en charge. Les capteurs ultrasonores sont plus fiables, notamment vis-à-vis des problèmes des dérives, mais peuvent être plus difficiles à intégrer dans les ouvrages, pour des questions d'encombremens et de zone morte.

L'étude expérimentale porte sur deux séries différentes (série 1 et 2), chacune d'elle est étalée sur une journée, les données sont enregistrées à chaque minute.

9.2.1 Description de l'installation et des instruments de mesure

L'installation expérimentale est composée d'une conduite de diamètre 203 mm, qui se développe sur 12 m de longueur. Elle permet de faire transiter le débit entre deux bacs, en le contrôlant par un jeu de vannes. L'eau est pompée à partir du bac d'une

capacité de 2200 l qui se trouve au sol vers un bac surélevé d'une capacité de 700 l, et c'est à partir de ce dernier que l'eau se déverse dans le premier bac à travers la conduite de 203 mm (Fig. 9.1). Toutes les conditions d'écoulement sont contrôlées par l'utilisateur et les données sont acheminées vers un micro-ordinateur.

Le débit est mesuré au moyen d'un débitmètre de marque *ISCO 4250* alliant des mesures de la vitesse de l'écoulement par effet *Doppler* et une mesure de la hauteur d'eau par deux capteurs : un capteur ultrasonore aérien et un capteur de pression (Chapitre 4).

Au cours de cette expérience on utilise les instruments suivants :

- un débitmètre (*Modèle 4250, Isco Inc, USA*) composé d'un capteur immergé pour la mesure de la vitesse et de la hauteur d'eau et d'un module électronique qui permet le calcul de débit et l'enregistrement des données (voir Chapitre 4) ;
- capteur aérien ultrasonore (*Shuttle Ultrasonic Level Transmitter, Mjk Automation A/S, Danemark*) pour la mesure de la hauteur (voir Chapitre 4) ;
- un micro-ordinateur qui permet, grâce aux logiciels appropriés une aide aux opérations d'étalonnage, de contrôle et l'archivage des tous les résultats.

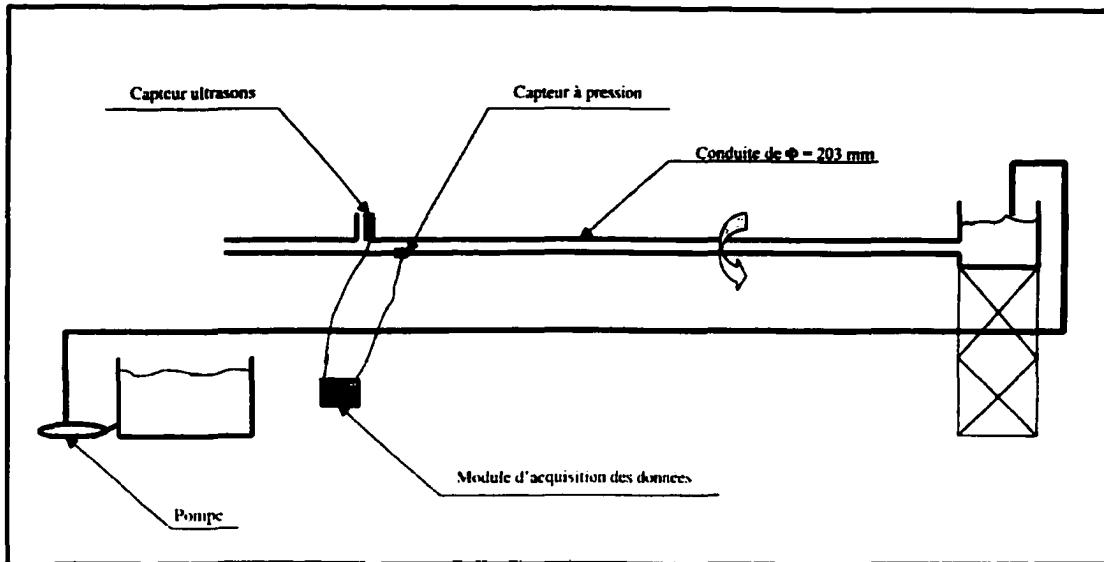


Fig. 9.1 : schéma de l'installation au laboratoire

L'expérience est réalisée en suivant les étapes ci-dessous :

- placer les capteurs dans la conduite, le capteur à pression est immergé et le capteur ultrasonore est aérien ;
- remplir le bac avec de l'eau, et ajoutée de la fumée de silice pour permettre aux capteurs d'effectuer les mesures (le fumée de silice se dissout dans l'eau, et devient de la matière en suspension qui diffuse les ondes ultrasonores) ;
- configurer et étalonner les deux capteurs ;
- installation dans le PC de logiciel d'acquisition de données spécifiques à chaque instrument (sous forme de graphes et tableaux) ;
- connecter les instruments avec le PC ;
- démarer la pompe et enregistrer les données.

9.3 Traitement, critique et validation des données

L'exploitation des résultats de mesure obtenus dans le cadre de notre expérience, susceptible d'être entaché d'erreur (à cause des perturbations engendrées par la présence

de l'obstacle), doit être précédée d'un traitement, d'une critique et d'une validation des données. Cette procédure est nécessaire pour une meilleure utilisation des ces résultats. Une méthodologie de validation a été développée et incorporée dans un logiciel baptisé *PreVal* (Bennis., 2001).

9.4 Utilisation d'un logiciel de validation (*PreVal*)

Les techniques de validation incorporées dans le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) peuvent s'appliquer sans aucune perte de généralité, à toutes les séries chronologiques dans tous les domaines. Dans le cas où le système de mesure est multiplexe, on parle alors de la validation multifiltre (plusieurs capteurs effectuent en même temps une même mesure au même endroit). Dans le cas contraire on utilise la validation unifiltre (une série de mesures en provenance d'un seul capteur).

Le cas pratique traité dans le cadre de notre expérience peut se situer entre les deux situations citées précédemment. Les capteurs placés à 50 cm l'un de l'autre dans la même conduite, doivent théoriquement donner la même mesure du niveau. Cependant en plus de la différence entre les deux hauteurs due au phénomène de remous qui se produit au niveau du capteur à pression, on constate une grande variation de la hauteur d'eau due à la présence d'un obstacle dans la conduite placé à différents endroits qui faussent les résultats de l'un des capteurs ou les deux à la fois (en fonction de la position de l'obstacle dans la conduite).

Les méthodes de validation incluses dans le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) sont détaillées au chapitre 8, elles sont divisées en deux grandes familles : les méthodes unifiltres (cas d'un seul capteur) et les méthode multifiltres (cas de plusieurs capteurs). On va donner un petit récapitulatif pour justifier le choix d'un filtre par rapport aux autres en fonction des aberrations rencontrées.

9.4.1 Méthodes unifiltres

Les méthodes unifiltres sont appropriées dans les cas où on est en présence d'un seul capteur, c'est le cas le plus défavorable. Ces techniques de filtrage éliminent une partie des mesures aberrantes sans trop déformer les données de base. On peut les résumer comme suit :

Filtre fréquentiel : ce filtre est de type passe-bas, il élimine les aberrations de courte période. Il est idéal pour les séries peu bruitées.

Filtre de Fraser : ce filtre est considéré comme le meilleur pour filtrer les données non fréquemment bruitées. Il est sensible dans le cas des données à variabilité importante.

Filtre à régression linéaire : ce filtre estime la valeur centrale de la fenêtre mobile de filtrage en utilisant la droite de régression ajustée aux données incluses dans cette fenêtre. Ce type de filtrage a le même principe que la moyenne mobile, il est sensible aux grandes aberrations.

Filtre à régression quadratique : dans le cas de ce filtre, la valeur validée est la valeur centrale de la courbe parabolique ajustée aux valeurs à l'intérieur de la fenêtre mobile de filtrage. Ce filtre est sensible aux grandes fluctuations.

Filtre médian : la valeur validée est la valeur médiane des données qui se trouvent dans la fenêtre mobile de filtrage. La médiane est beaucoup moins influencée par les valeurs trop aberrantes que la moyenne et est donc elle est moins sensible aux valeurs aléatoires.

Filtre Winsoriseur (à priori) : ce filtre est à le même principe que celui du filtre à régression linéaire avec comme particularité l'élimination d'un nombre donné des plus

grandes et plus petites valeurs de la fenêtre mobile de filtrage. L'élimination des valeurs extrêmes rend ce filtre moins sensible aux valeurs aberrantes.

Filtre Winsoriseur (à posteriori) : la valeur validée par ce filtre est la moyenne des données qui se trouvent dans la fenêtre mobile de filtrage et située à l'intérieur d'une plage, en désignant un certain seuil d'acceptation. Tout comme pour le filtre Winsoriseur a priori, l'élimination des valeurs extrêmes rend le filtrage moins sensible aux valeurs trop aberrantes.

9.4.2 Méthode multifiltre

La méthode multifiltre est appropriée dans le cas où on est en présence de plusieurs capteurs qui mesurent la même grandeur au même endroit, c'est le cas favorable dans la métrologie urbaine.

Trois grandeurs sont considérées dans la méthode multifiltre :

- G_m : grandeur mesurée par le capteur (la grandeur à validée) ;
- G_R : l'estimation de la grandeur à partir d'un modèle de régression multiple dont les paramètres sont estimés par le filtre de Kalman. Les variables de référence du modèle régressif sont les grandeurs mesurées par d'autres capteurs ;
- G_{AR} : l'estimation de la grandeur à partir d'un modèle autorégressif dont les paramètres sont estimés par le filtre de Kalman.

Le choix de la valeur validée est basé sur la procédure suivante :

$$G_{\text{validé}} = G_R \text{ si } |G_{AR} - G_R| < |G_{AR} - G|$$

ou

$$G_{\text{validé}} = G \text{ si } |G_{AR} - G_R| \geq |G_{AR} - G|$$

L'algorithme de validation est itératif et il est appliqué dans le sens aller et dans le sens retour du temps. La valeur mesurée (G) est considérée aberrante que si elle a été éliminée dans les deux sens (aller et retour). Dans ce cas, les deux estimations obtenues par régression (G_R) dans les sens aller et retour du temps sont combinées par une relation tenant compte de l'adéquation des deux modèles.

9.4.3 Le logiciel *Preval*

Le logiciel *PréVal* (Bennis., 2001) se présente avec une interface graphique *Ms-Dos* qui offre la possibilité à l'utilisateur de visualiser simultanément les courbes de niveau (en provenance de plusieurs capteurs), de vitesse et de débit. Plusieurs options sont disponibles dans ce logiciel. Il est simple d'utilisation et basé principalement sur un mode graphique. Toutes les composantes du bilan hydrique ainsi que les variables météorologiques sont constamment visualisées, pour un site et une période de temps fixés par l'utilisateur. Ce dernier, analyse et juge les résultats d'une méthode de filtrage et son effet sur chacune des composantes du bilan hydrique. Plusieurs graphiques sont disponibles pour guider l'utilisateur dans ses choix de techniques et de stations témoins qui l'aident à réaliser la validation. Le logiciel dispose de plusieurs paramètres statistiques qui permettent de juger la qualité de la validation des données hydrométriques.

Ce logiciel a pour but de fournir des outils de correction, traitement et validation des mesures aberrantes de la métrologie urbaine. La validation des données peut être aidée par une station de référence située soit sur le même site, soit dans le même bassin versant, soit dans un bassin versant voisin. En pratique, la qualité des mesures n'est jamais parfaite. Elles sont souvent entachées d'erreurs. La validation de ces données est donc nécessaire, l'expérience de l'utilisateur est un atout appréciable.

Pour ce faire, plusieurs options sont disponibles dans ce logiciel, on peut citer :

- **Validation des données (en temps réel et en temps différé) sans aucune correction;**
- **Interpolation :** cette méthode consiste à tracer une droite entre deux points sélectionnés lorsqu'il ne manque que quelques données;
- **Filtrage :** cette fonction est une sorte d'adaptation progressive des valeurs de manière à éviter les sauts intempestifs dus par exemple à un étalonnage du capteur, ou la présence d'un obstacle (on retrouve les filtres univariés et multivariés);
- **Estimation des données manquantes :** dans cette option on retrouve plusieurs filtres pour l'estimation des données manquantes (Kalman, régression ordinaire, analyse en composantes principales, Arima);
- **Prévision :** outil nécessaire pour la prévision des valeurs hydrologiques, en connaissant des valeurs historiques de la station (ou une station représentative), cette prévision se fait à l'aide des modèles d'ARMAX et d'ARMA;
- **Calcul de débit :** cette fonction permet de calculer le débit à partir des vitesses et hauteurs en fonction de la géométrie de la conduite;
- **Correction de facteur d'échelle :** le principe consiste à l'utilisation d'une courbe de référence afin d'en recopier les données entre deux dates capturées. On peut définir un décalage temporel ainsi qu'une adaptation d'échelle (afin de tenir compte de la différence de section entre les deux stations de mesure);
- **La station de référence est choisie soit sur la même conduite, soit au sein d'un bassin versant;**

- **Retour aux valeurs de départ** : cette fonction consiste à remettre les mesures à leur état initial, c'est-à-dire sans aucune validation et sans aucune correction.

Le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) a été testé sur des données hydrologiques (hauteurs, vitesses et débits), obtenues à partir d'une expérience réalisée au laboratoire d'hydraulique de l'École de Technologie Supérieure.

9.5 Observations, résultats et validation finale

Nous exposerons dans cette section les résultats des deux séries d'essais effectués au laboratoire. Les résultats sont présentés sur les figures 9.3 jusqu'à 9.14.

Pour recueillir les données de mesures et vérifier la performance du logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) sous différentes conditions, deux séries ont été utilisées. D'abord une série avec un débit constant (conduite mi-pleine), perturbée par la présence d'un obstacle (figures 9.3 à 9.8), puis une deuxième série avec un débit variable (débit faible, débit moyen et mise en charge de la conduite), et toujours sous la présence de l'obstacle (figures 9.9 à 9.14).

Pour les deux séries, les aberrations ont été créées par l'obstacle que représente une bouteille en plastique de 350 ml semi-immersée, qui attachée à un fil et fixée à des endroits bien déterminés (Fig. 9.2), pendant un intervalle de temps généralement supérieur à 30 mn. Chacune des deux séries est étalée sur une journée. Les données sont recueillies à un pas de temps d'une minute.

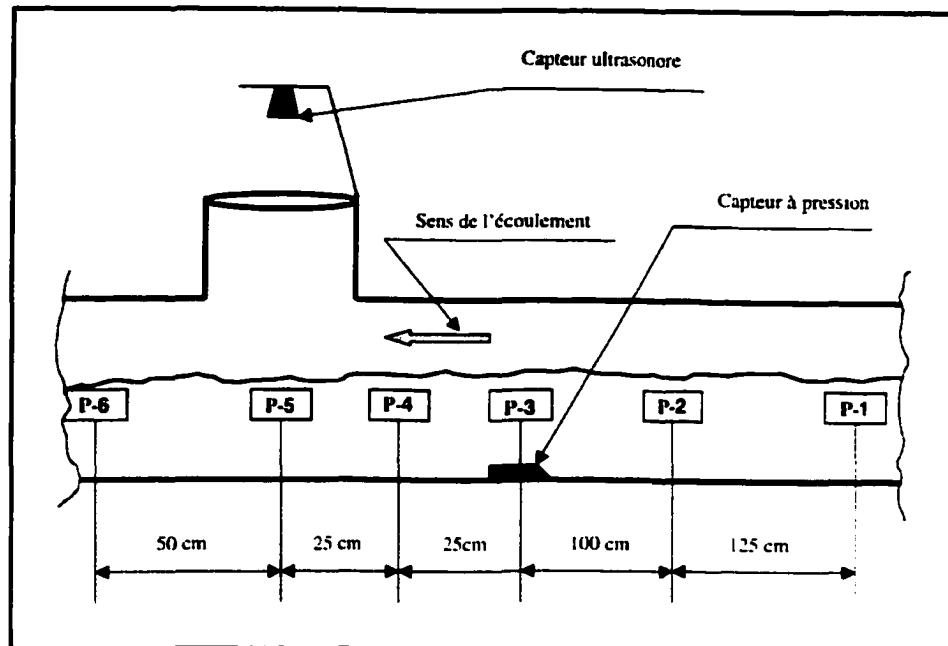


Fig. 9. 2 : position de l'obstacle dans la conduite

L'inspection visuelle des graphiques révèle clairement un dysfonctionnement des capteurs dû à la présence de l'obstacle dans la conduite. La présence de cet obstacle engendre de grandes incertitudes dans les mesures données par les instruments. Ces incertitudes varient de 3 à 26% pour la mesure de la hauteur par le capteur à pression et de 14 à 113 % pour la mesure de la hauteur par le capteur ultrasonore. Elle est de 14 à 35 % pour la mesure de la vitesse (tableau VI). Ces incertitudes sont très importantes et sont fonction de la position de l'obstacle dans la conduite (Fig. 9.2). Le processus de validation est nécessaire pour corriger ces anomalies pour une meilleure exploitation ultérieure des ces résultats validés.

Tableau VI

Incertitudes sur les hauteurs et vitesses en fonction de la position de l'obstacle dans la conduite pour la série 1

Position de l'obstacle	P-1		P-2		P-3		P-4		P-5		P-6	
Capteur	Press	Ultra										
Incertitude sur H (%)	3	28	26	108	4	113	5	110	5	14	4	22
Incertitude sur V (%)	35		17		34		26		24		14	

Avant de commencer le processus de la validation, une prévalidation manuelle est nécessaire pour éliminer les valeurs trop aberrantes (valeurs négatives et valeurs dépassant le diamètre de la conduite). Cette prévalidation est basée sur l'inspection visuelle des graphiques. Elle aboutit au remplacement des données douteuses des mesures par de nouvelles valeurs à partir des mesures précédentes et futures, par un opérateur expérimenté (en utilisant les options disponibles dans le logiciel : rendre une série de valeurs manquantes, estimations des données manquantes, génération de plateaux...). Le logiciel permet de rendre les données douteuses (trop aberrantes) comme manquantes, puis à l'aide des modèles d'estimation de données manquantes, on estime ces dernières, le modèle qui nous donnera une meilleure allure est choisi, dans notre cas c'est le modèle ARMA, qui nous donne de meilleurs résultats (Fig 9.4 et 9.10).

Le logiciel dispose aussi de deux techniques pour ce genre d'anomalie. La première consiste à éliminer les valeurs trop aberrantes puis générer les plateaux entre les points limites, ce qui corrige les données douteuses. La seconde consiste à faire une interpolation entre les points qu'on juge justes pour corriger la partie douteuse, c'est le cas des hauteurs qui dépassent le diamètre de la conduite (Fig 9.10).

Comme l'application des filtres de validation dépend à la fois de l'information disponible et du type des paramètres mesurés (par exemple la hauteur d'eau ne peut pas être soumise aux même filtres que la vitesse), l'ensemble des filtres disponibles ne sont pas applicables systématiquement à toutes les séries. Il faut savoir que la qualité du filtrage se mesure par la régularité des données validées, c'est-à-dire que la série validée doit avoir le moins possible de changement de pente d'une donnée à l'autre.

Après application des différents filtres sur les séries brutes, on a constaté que tous les filtres donnent en général de bons résultats. L'interprétation visuelle des résidus obtenus par les filtres dans des zones bruitées prédéfinies, fait ressortir le filtre Winsoriseur « 7-2 », (avec 7 qui indique le nombre des données de la fenêtre de calcul et 2 le nombre de données à éliminer) comme étant le filtre le plus approprié à ce genre de perturbations. Ce filtre à l'avantage de ne pas utiliser directement les valeurs trop aberrantes dans le calcul de la valeur filtrée.

Pour améliorer les résultats obtenus par le filtre Winsoriseur « 7-2 », on a appliqué une validation successive sur ce filtre, la combinaison retenue est l'application successivement un filtre de Fraser, puis un filtre fréquentiel aux valeurs filtrées par Winsoriseur « 7-2 » (Tahri., 2001). Le choix de filtre fréquentiel à été fait pour faire compromis entre les filtres précédents, il apparaît opportun de « lisser », par l'intermédiaire du filtre fréquentiel (Bennis et al., 1996). On peut dire qu'un filtrage successif appliqué sur les données brutes peut améliorer la validation finale des données.

Les figures 9.5 et 9.12 permettent de comparer les hauteurs validées à l'aide de méthodes multifiltres. On y constate que cette validation à permet d'éliminer toutes les fluctuations improbables, et une bonne corrélation entre les graphes donnés par les deux capteurs.

Les résultats du filtrage des séries débitmétriques (hauteurs, vitesses), perturbés par la présence d'un obstacle dans la conduite sont donnés dans les figures 9.2 à 9.14.

La réduction de l'incertitude sur les paramètres mesurés dépend pour l'essentiel de l'amélioration de leurs méthodes et de leurs techniques de mesure, et aussi par l'application judicieuse des méthodes de validation sur ces données brutes. Le processus de validation est nécessaire pour corriger ces anomalies pour une meilleure exploitation de ces résultats.

L'application du logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) sur des données débitmétriques obtenues dans le cadre de notre expérience, nous a donné des bons résultats. La visualisation des graphes obtenus par ce logiciel nous a permis de détecter plusieurs formes de dysfonctionnements et d'incertitudes :

- **Hauteurs douteuses** : par comparaison entre les deux séries des hauteurs données simultanément par le capteur à pression et le capteur ultrasonore, il est apparu que le capteur ultrasonore donne des valeurs suspectes (négatives) et de fortes variations aléatoires dues à la présence de l'obstacle au voisinage du capteur (Fig. 9.3 et 9.9), le filtre Winsoriseur a priori est le plus approprié pour ce cas de figure;
- **Comportement anormal du paramètre mesuré** : on observe sur la figure 9.9, le comportement erratique des deux capteurs. On constate que la mesure donnée par les deux capteurs dépasse de loin le diamètre de la conduite (203mm), cette anomalie est due à la mise en charge volontaire de la conduite, ce qui se traduit par des incertitudes non négligeables, plusieurs options permettent de remédier à ce problème, l'option préconisée est la génération des plateaux dans la partie douteuse;
- **Dysfonctionnement des deux capteurs** : sur les figures 9.3 et 9.9 on remarque le dysfonctionnement du capteur ultrasonore, ce capteur présente des valeurs douteuses. La redondance matérielle a permis de confirmer que le défaut

provient du capteur ultrasonore (du à l'influence de l'obstacle dans la conduite), l'utilisation des techniques de filtrage permet de corriger ces erreurs, une prévalidation est nécessaire pour éliminer ce genre d'aberrations avant l'application des méthodes de filtrage ;

- **Dysfonctionnement du capteur de vitesse :** La redondance analytique nous a permis de détecter une incohérence entre la série de vitesse et la série des hauteurs, due à la présence de l'obstacle à environ 2.25 m en amont du capteur de pression qui fait chuter la vitesse de presque la moitié (Fig. 9.6), ce qui fausse le résultat du débit donné par l'instrument de mesure une incertitude de plus de 100% est constatée (Fig. 9.8), cette erreur a été corrigée à l'aide de l'option « *calcul du débit* » disponible dans le logiciel, après avoir corrigé la partie erronée par une estimation des valeurs manquantes.

La validation par le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) a donné des résultats très satisfaisants. On remarque sur la courbe des hauteurs validées à la figure 9.5 une représentation réelle de phénomène observé, le déphasage entre les deux courbes est dû au remous créé par le capteur à pression, et la même chose est remarquée sur la courbe des débits validés (figure 9.7). Tandis que sur la courbe des hauteurs de l'autre série (figure 9.11), on remarque que la courbe de la hauteur donnée par le capteur ultrasonore dépasse celle donnée par le capteur à pression à certain endroit, à cause du fait que l'obstacle à ce moment se trouve sous le capteur à pression.

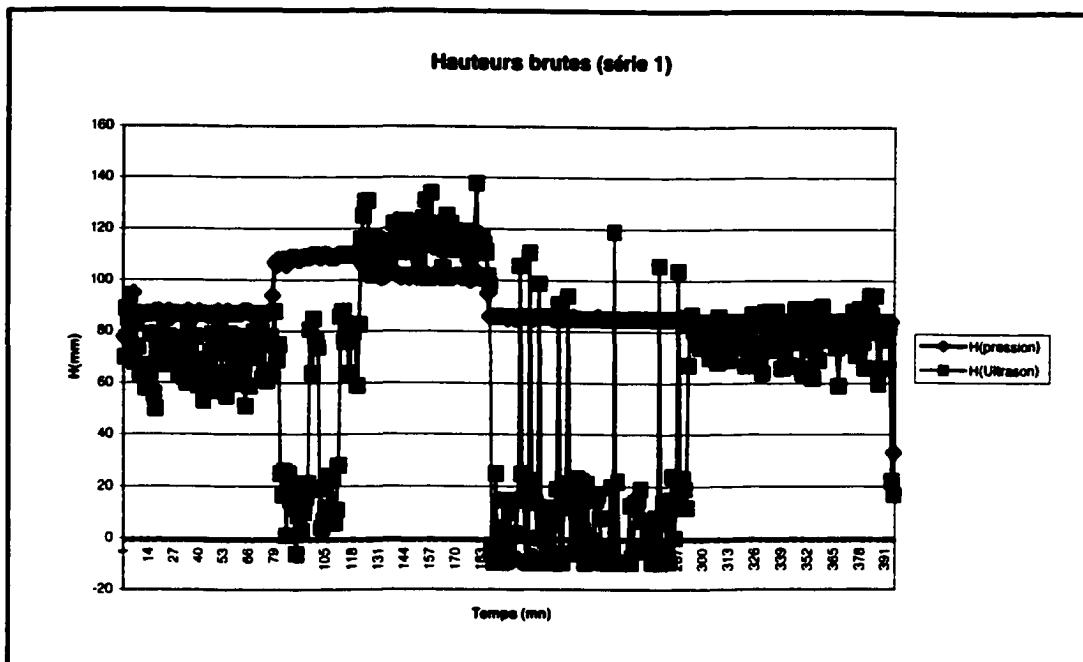


Fig. 9.3 : comparaison des hauteurs brutes données par les deux capteurs

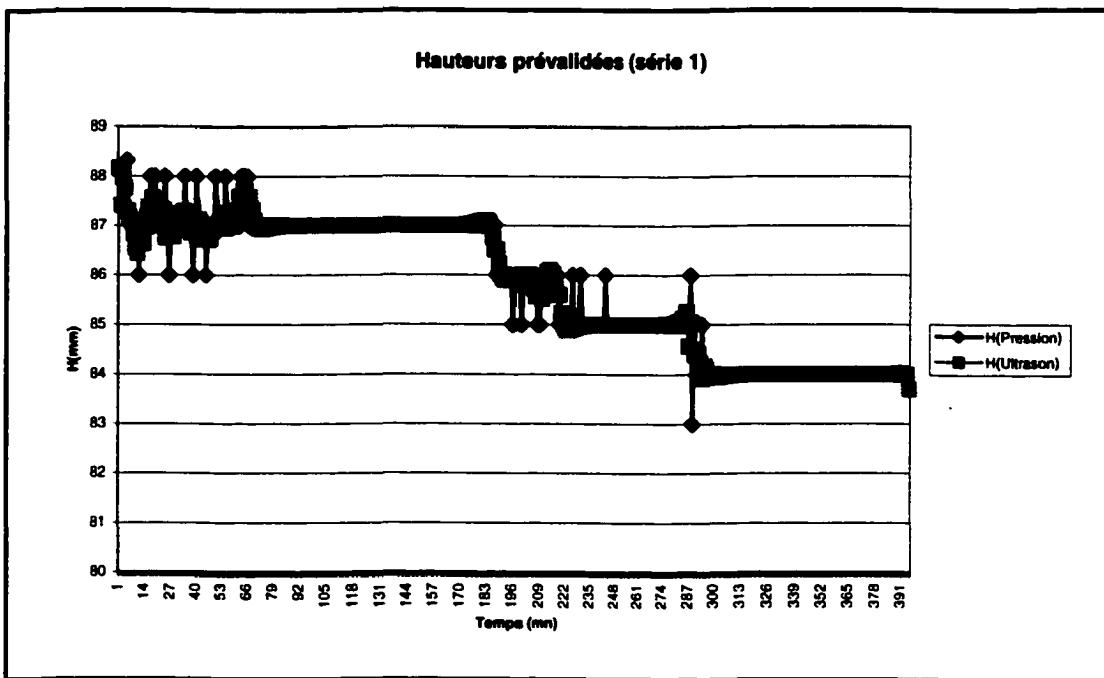


Fig. 9.4 : comparaison des hauteurs prévalidées données par les deux capteurs à l'aide de *PreVal*

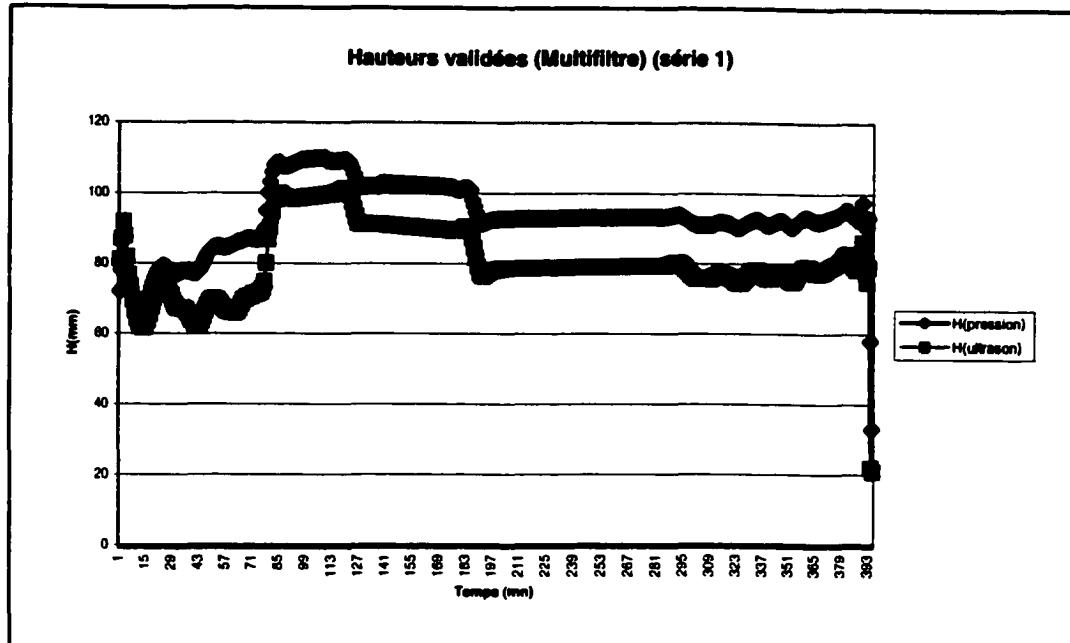


Fig. 9.5 : comparaison des hauteurs validées (multifiltre) données par les deux capteurs à l'aide de *PreVal*

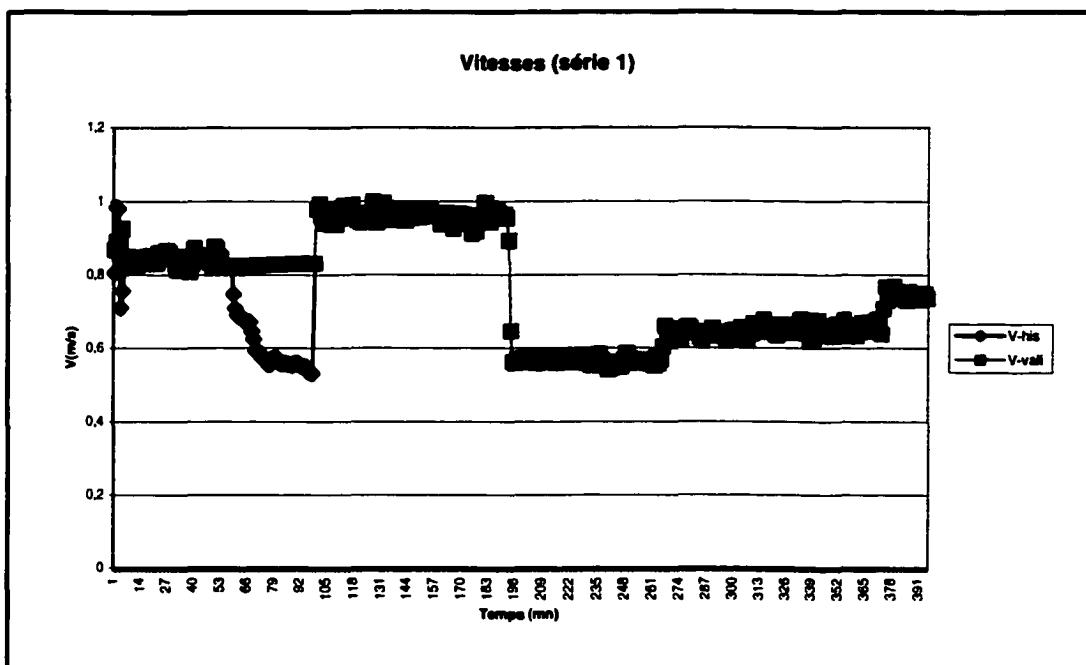


Fig. 9.6 : comparaison des vitesses historiques et validées à l'aide de *PreVal*

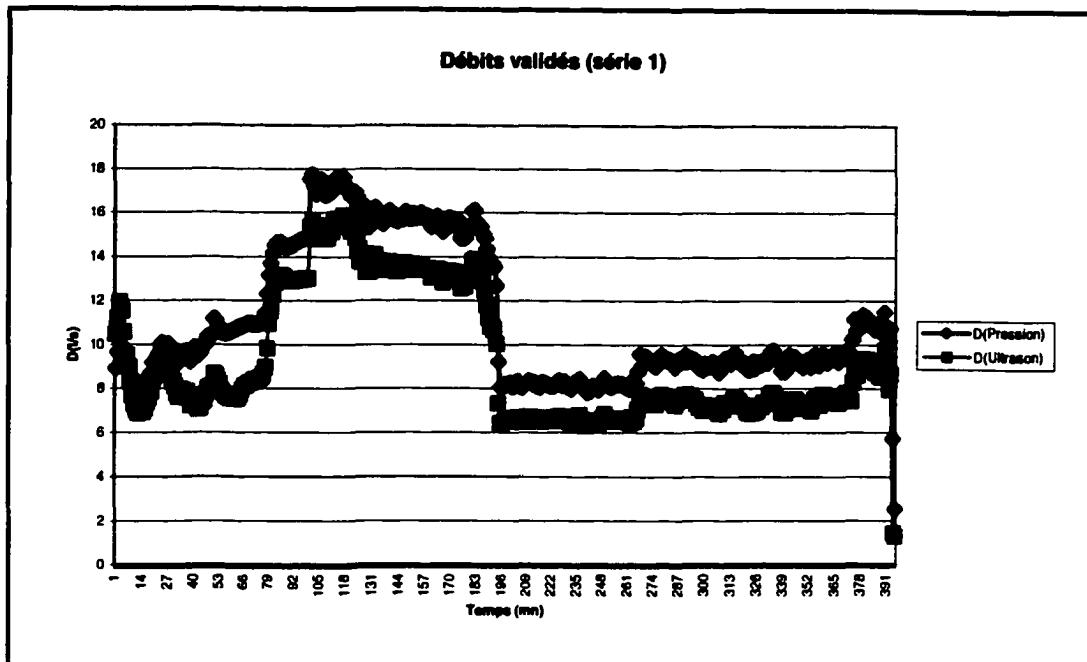


Fig. 9.7 : comparaison des débits calculés à partir des hauteurs et vitesses validées

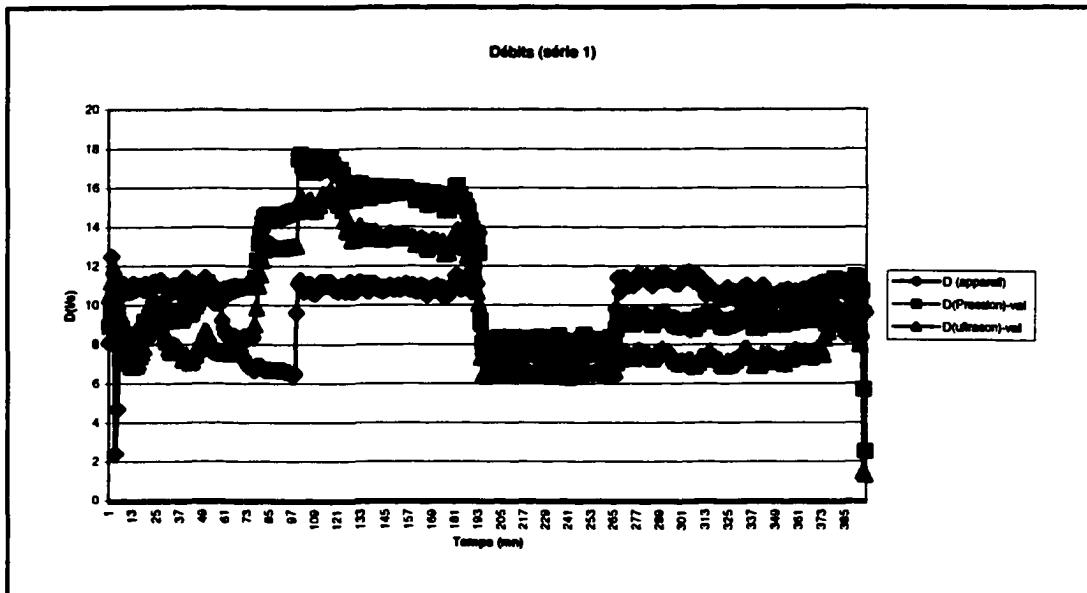


Fig. 9.8 : comparaison des débits donnés par l'instrument et calculés par *PreVal*

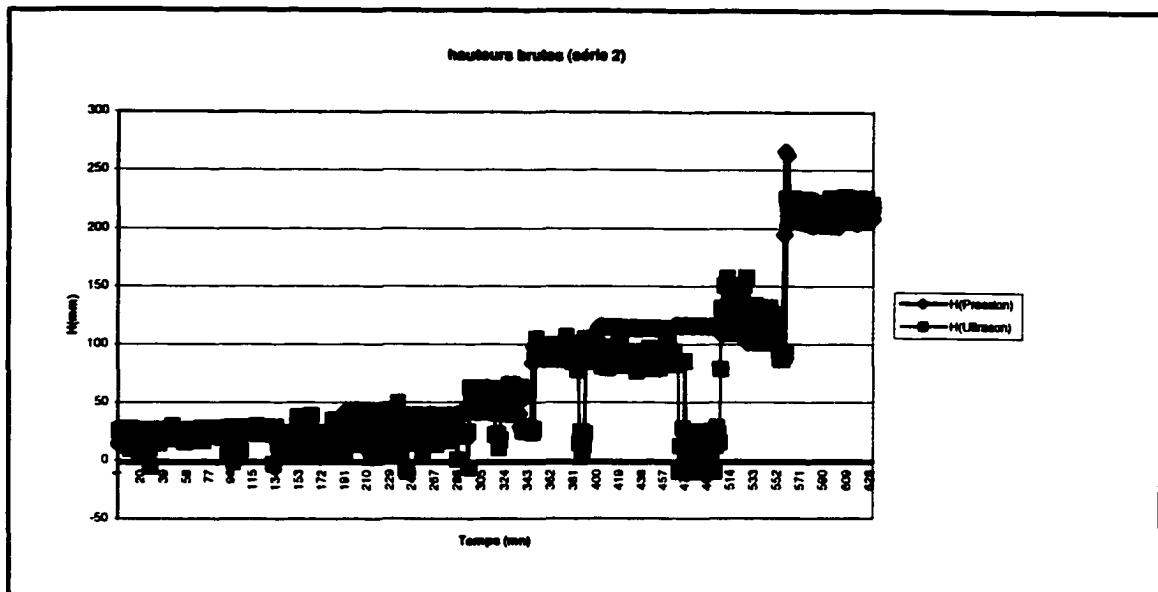


Fig. 9.9 : comparaison des hauteurs brutes données par les deux capteurs

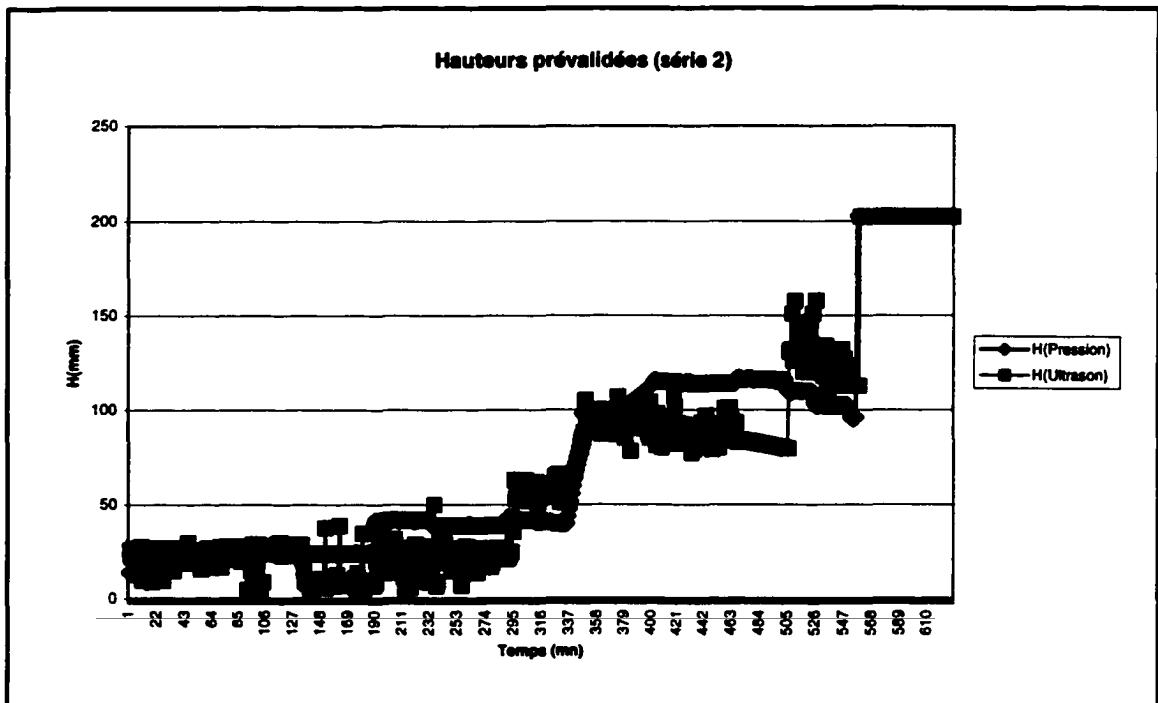


Fig. 9.10 : comparaison des hauteurs prévalidées données par les deux capteurs à l'aide de *PreVal*

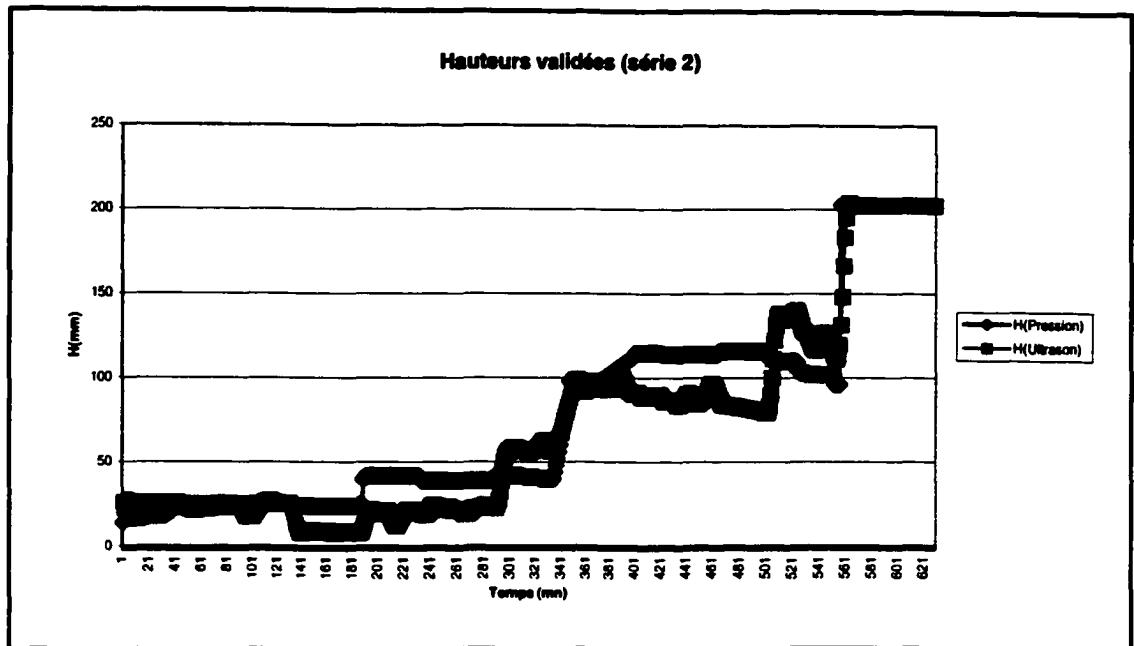


Fig. 9.11 : comparaison des hauteurs validées (unifiltre) données par les deux capteurs à l'aide de *PreVal*

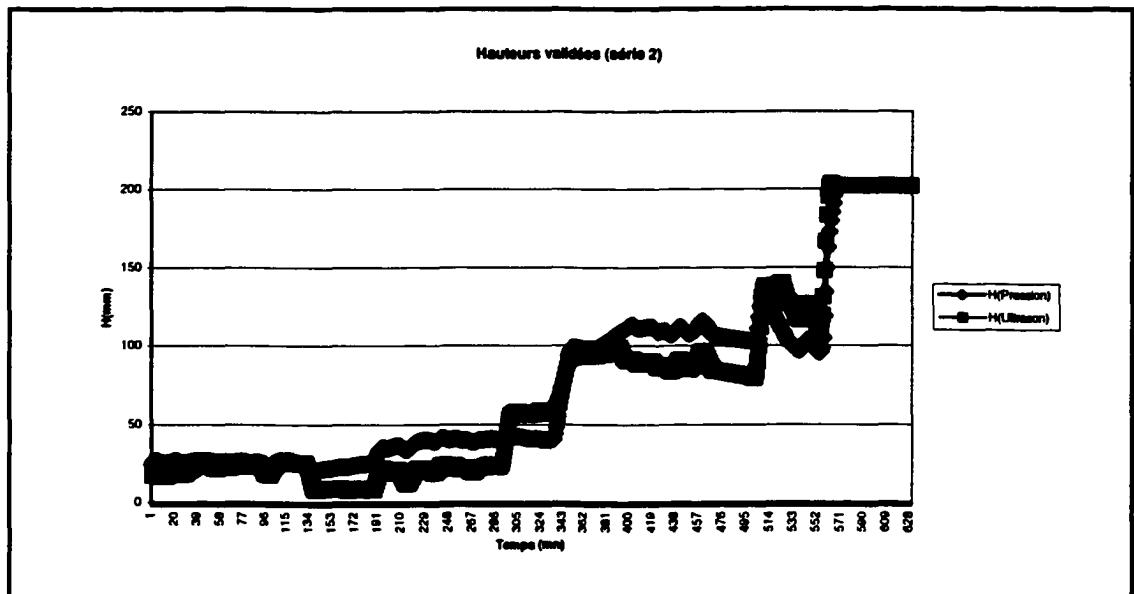


Fig. 9.12 : comparaison des hauteurs validées (multifiltre) données par les deux capteurs à l'aide de *PreVal*

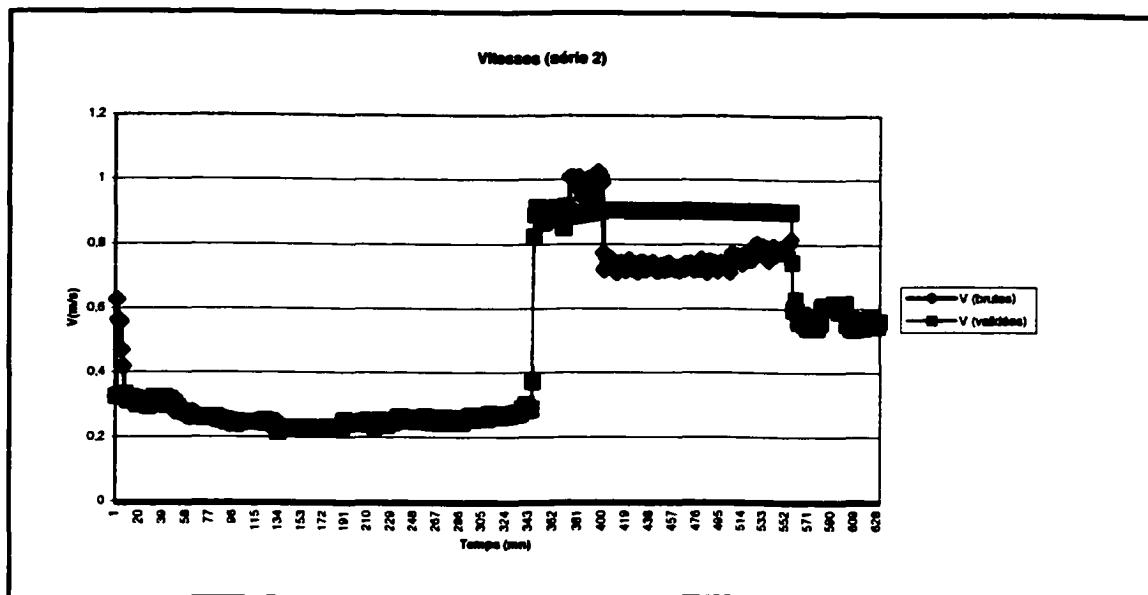


Fig. 9.13 : comparaison des vitesses historiques et validées à l'aide de *PreVal*

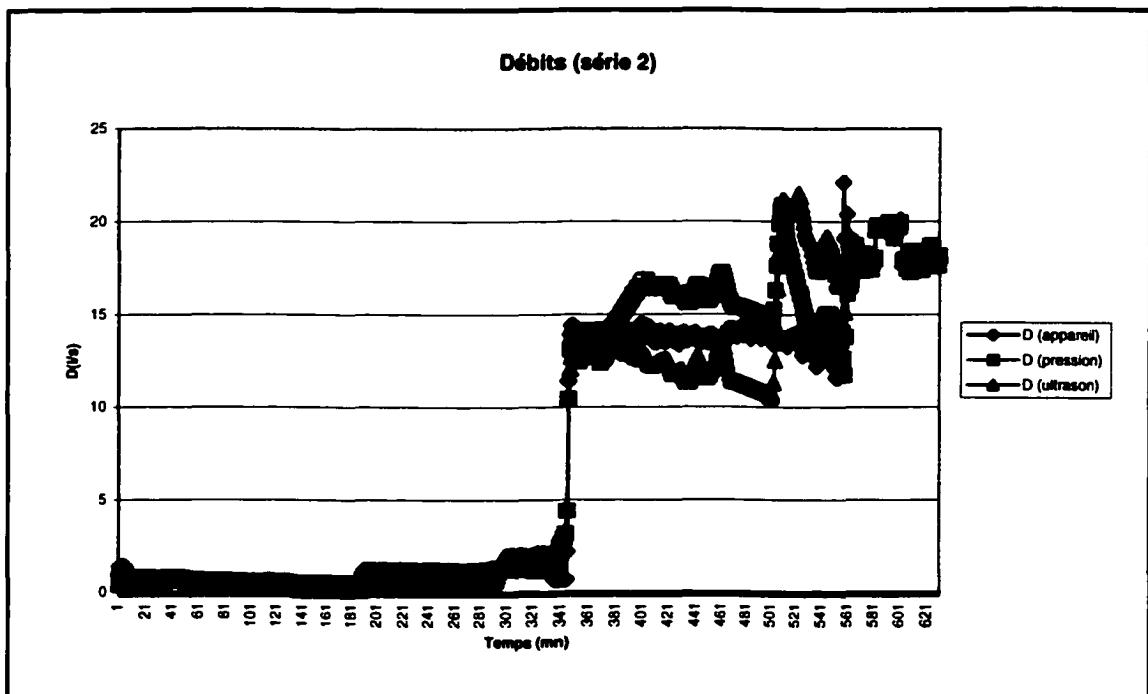


Fig. 9.14 : comparaison des débits donnés par l'instrument et validés par *PreVal*

Conclusion

Dans le cadre d'un projet de recherche mené à l'École de technologie supérieure de Montréal, sur une installation expérimentale, un effort important a été porté sur la validation des mesures obtenues par différents instruments de mesure.

Malgré tout le soin apporté à la mise en place des instruments de mesure (installation, étalonnage, vérification...), les incertitudes et erreurs de mesures s'avèrent importantes et doivent être prises en compte. La correction de ces anomalies passe obligatoirement par un processus de validation.

Plusieurs techniques de filtrage (univariés et multivariés) ont été utilisées pour valider les mesures obtenues au laboratoire. Toutes ont été appliquées sur des séries chronologiques réelles (niveaux et vitesse de l'eau dans la conduite). Les méthodes utilisées donnent de bons résultats. Certaines sont toutefois plus appropriées que d'autres, dépendamment du type de données à traiter, de l'amplitude et du nombre d'erreurs qui les affectent.

Pour valider les hauteurs à grandes variations aléatoires, les filtres fréquentiel, médian, Winsoriseur, linéaire et quadratique sont appropriés. Le choix entre ces filtres va dépendre de l'ampleur des variations. Une fois cette validation faite, l'utilisation d'un autre filtre (Fraser) permettra de détecter les valeurs aberrantes isolées.

L'utilisation du logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) sur des données expérimentales bruitées volontairement par la présence d'un obstacle dans la conduite, nous a permis de constater que ce logiciel permet de détecter et de corriger la plus grande partie des anomalies (dysfonctionnement des appareils de mesure) et ceci d'une façon complètement automatisée. Les valeurs de débit obtenues par le logiciel sont plus proches de la réalité que ceux données par les débitmètres.

L'application de toutes ces techniques de validation nous a permis de réduire considérablement les erreurs de mesure, et d'avoir des données plus fiables pour toute utilisation ultérieure.

Pour produire des données fiables, les points complémentaires suivants sont indispensables :

- **L'étalonnage précis des capteurs avant leur implantation;**
- **Le suivi régulier des capteurs sur site;**
- **La critique et la validation des données au fur et à mesure de leur acquisition.**

CONCLUSION GÉNÉRALE

La première partie (chapitres 1) de ce mémoire nous a permis de présenter le contexte général et tout particulièrement les différents enjeux (environnementaux, politiques, économiques et financiers) associés à la connaissance des mesures et leurs incertitudes dans les réseaux d'assainissement.

La deuxième partie (chapitre 2 à 7) nous a permis de recenser différentes méthodes et techniques pour la mesure des différents paramètres dans les réseaux d'assainissement et leurs incertitudes, tels que le débit (à travers la hauteur d'eau et la vitesse), la pollution, l'*OD*, le *pH*...

La troisième partie (chapitre 8) est consacrée aux méthodes de traitements, de critique et de validation des données brutes par différentes techniques de filtrage (uniuvariés et multivariés).

Enfin, la dernière partie (chapitre 9) est l'application concrète des méthodes de validation incorporées dans le logiciel *PreVal* (Bennis., 2001) à un cas expérimental sur des données brutes (hauteurs, vitesses et débits).

Les principales conclusions relatives à chacune de ces parties sont présentées à la fin de chacun de leurs chapitres correspondants. Nous ne les représenterons pas ici, réservant cette conclusion à la mise en évidence des quelques points essentiels que nous avons retenus dans le cadre de notre travail de recherche pour une meilleure appréciation des mesures en réseaux d'assainissement qui vont nous permettre de :

- **Connaître les principes métrologiques des principaux éléments constitutifs du bilan hydrique;**

- **Évaluer les moyens d'organisation des données compte tenu de leur diversité ;**
- **Se rendre compte de la qualité souvent douteuse des données et de la nécessité de leur contrôle;**
- **Connaître les types de contrôle et leur domaine d'application;**
- **Savoir appliquer les statistiques appropriées tout comme les techniques hydrologiques de contrôle des données.**

BIBLIOGRAPHIE

Abraham B., Ledolter J., 1983. *Statistical Methods for Forecasting*. John Wiley & Son, Inc, New York.

Ahyerre M (1996) *Analyse des profils verticaux de matières en suspension par temps sec dans le bassin versant urbain du Marais*. Mémoire de DEA science et technique de l'eau. Paris, ENGREF, mémoire de DEA science et technique de l'eau.

Allerup P., Madsen H (1980) *Accuracy of point precipitation measurements*, Nordic Hydrology, no 11 pp 57-70.

Andrieu H (1987) *Interprétation des mesures du radar Rodin de Trappes pour la connaissance en temps réel des précipitations en Seine-Saint-Denis et Val de Marne : intérêt pour la gestion automatisée d'un réseau d'assainissement, laboratoire centrale des ponts et chaussées*, Paris, rapport de recherche N° 147.

Auchet P, Hamouda A (1995) *Pluviométrie : validation et utilisation des données pluviométriques à Nancy*. TSM « spécial eaux pluviales » No 11 pp 831-832.

Azzout Y, Barraud S, Cres F.N, Alfakih E (1994) *techniques alternatives en assainissement pluvial*, Paris Tec & Doc de Lavoisieir, 372p.

Badier F., 1998. *Implantation d'un débitmètre à ultrasons*. Toulouse, France, ENSEEIHT, 39p.

Belin P., Grosman E. 1974. *La diffusion de la lumière appliquée à l'analyse de l'eau*. La Technique de l'Eau, 3, pp 21-24.

Bennis S., 1987. *Prévision des crues par l'analyse des séries chronologiques*. Thèse de Ph.D., Université de Sherbrooke. Pp5-55.

Bennis S., Bruneau. 1993a. *Comparaison des méthodes d'estimation des débits journaliers*. Canadian journal of civil Engineering Montréal. Vol 20. pp 480-489.

Bennis S., Bruneau. 1993b. *Amélioration des méthodes d'estimation des débits journaliers*. Canadian journal of civil Engineering Montréal. Vol 20. pp 490-499.

Bennis S., Côté S., Kang N (1996) *Validation des données hydrométriques par des techniques multivariées de filtrage*. Canadian Journal of Civil Engineering Montréal. P 218-230.

Bennis S., Narut K., 2000. *Multivariate technique for validating historical hydrometric data with redundant measurement*. Nordic Hydrology, Montréal.

Bennis S., 2001. *Rapport 1 d'étape du projet intitulé : Développement de méthodologie et conception d'un logiciel de validation et de prévision des débits et des concentrations de polluants en milieux urbain et rural*. Novembre 2001.

Berrada F., Bennis S., Gagnon L (1996) *Validation des données hydrométriques par des techniques univariées de filtrage*. Canadian Journal of Civil Engineering Montréal. P 872-892.

Bertrand-Krajewski J.L., 1991. *Modélisation des débits et du transport solide en réseau d'assainissement*. Étude bibliographique. Strasbourg : ENITRIS, ULP-IMF, Lyonniasse des eaux Dumez, 207p.

Bertrand-Krajewski, Laplace D, Joannis C, Chebbo G., 2000. *Mesure en hydrologie urbaine et assainissement*, Paris Tec &t Doc de Lavoisieir, 794p.

Blanchet F., Guillon A., Briat P., Bourgogne P., 1993. *A reference measurement of areal rainfall allowing for control of radar, raingauge estimates*. 6th international conference on urban strom drainage, Niagara Falls (Canada), 1993, Vol.1, pp 378-384.

Box G., Jenkins, G. 1976. *Time series analysis : forecating and control*. Édition révisée. Holden-Day, Oakland. Pp 46-82.

Chebbo G., 1992. *Solides des rejets pluvieux urbains : Caractérisation et traitabilité*. Thèse ENPC, Paris, 400p.

Chebbo G., Mouchel J.M., Saget A., Gousailles M., 1995. *La pollution des rejets urbains de temps de pluie : flux, nature et impacts*. TSM « spécial eaux pluviales », No 11 pp 796-806.

Chocat B., 1992. *La pollution des rejets urbains de temps de pluie*. INSA Layon, rapport, 37p.

Chocat et al., 1997. *Encyclopédie hydrologie urbaine et assainissement*. Paris Tec&Doc Lavoisier 1136 p.

Ciaponi C., Moisello U., Pariri S., 1993. *Rainfall measurements and spatial variability in a small urban catchment*. 6th international conference on urban strom drainage, Niagara Falls (Canada), 1993, Vol.1, pp 158-163.

Courtois,. 1987. *Risques sanitaires engendrées par les eaux pluviales. Prise en compte de la pollution des eaux pluviales dans la réglementation.* Colloque Pollution-environnement-eaux souterraines. DRASS Languedoc-Roussillon, 1987, pp 169-176.

Crouzet P,. Amezal A,. 1982. *Méthodologie d'analyse des causes et remèdes à l'eutrophisation des cours d'eau ; Mise au point sur le bassin de l'Indre (France).* Paris, 7p, rapport.

Desbordes M,. 1980. *Expérimentation récente sur bassins urbains.* La houille blanche, 1980, N° 4/5, pp 235-239.

Desbordes M,. 1985. *les incertitudes associées à la métrologie en hydrologie urbaine : leurs incidences sur l'estimation des coefficients de ruissellement.* Laboratoire d'hydrologie Mathématique de l'université de Languedouc, 1985, 140 p.

Einfalt T,. 2001. *La valeur pluviométrique mesurée : une valeur douteuse.* La Houille blanche N° 5-2001, pp 52-57.

Hansen M., Carstensen J., 1996. *Continuous quality control of measurements in a real time controlled sewer system in the municipality of Copenhagen.* Proceddinigs of the 7th international conference on urban strom drainage, Hannovre (Allemagne), 1996, pp 1043-1054.

Hughes A.W., Longair I.M., Ashely R.M., Kirby K. 1995. *Using an array of ultrasonic velocity transducers to improve the accuracy of large sewer mean velocity measurment.* Proceedings of the IAWQ Specialized Conference "Sensors in wastewater technology", Copenhagen, Danemark, 13p.

Huff F.A., 1970. *Sampling errors in measurements of mean precipitation.* J Appl.Meteor, 1970, N° 9 pp 35-44.

Joannis C., 2001. *La mesure de débits en assainissement.* La Houille blanche N° 5-2201.

Kalman R., Bucy R., 1961. *New results in linear filtering and prediction theory.* Journal of basic engineering (Translation of ASME, Series D) pp 95-107.

Khelil A., 1985. *Élaboration d'un système de stockage et exploitation de données pluviométrique. Contribution à l'analyse et à la modélisation spatio-temporelle du phénomène pluvieux.* Thèse, INSA de Lyon, 1985, 297p.

Kroa A., 1993. *Couplage de systèmes experts et de méthodes connexionnistes dans la gestion en temps réel de réseaux d'assainissement.* Thèse, INSA de Lyon, 1993, 250p.

Laplace D., 1997. *Mesure de hauteur et d'intensité de pluie en milieu urbain.* Paris, Presse de l'ENPC, Actes des journées de DEA Sciences et techniques de l'Environnement, 67-81.

Larson L.W, Peck E.L, 1974. *Accuracy of precipitation measurements for hydrologic modeling.* Water resource Research, 1974. N° 10, pp 857-863.

Lavabre J., 1988. *Métrologie des pluies : précision des mesures pluviographiques :* journée Société Hydrotechnique de France, Paris, 16p.

Lavabre J., 1990. *Métrologie des pluies : les incertitudes liées aux mesures pluviographiques.* Aix-en-Provence : Cemagref, rapport, 17p.

- Mayet J., 1994. *Traitements de l'eau aux points d'utilisation Comportement de l'eau dans les installations Origine des désordres et solutions*. Le Moniteur, Paris, 384p.
- Morineau D., 1993. *Pluviomètres au sol : installation et opération*. Actes de 1^{er} séminaire CROWN « Instrumentation dédiée à la connaissance des crues et pollutions subites dues aux orages », Trapes, France.
- Musso E., 1997. *Évaluation des rejets de temps de pluie de grands bassins versants urbains*. Thèse, INSA Lyon, France, 363p.
- Niemczynowicz J., Olsson J., 1993. *On scale invariant properties of rainfall*. 6th international conference on urban storm drainage, Niagara Falls (Canada), 1993, Vol.1, pp 1-5.
- Paityr A., Doubreres, 1986. *Échantillonnages des matières en suspension en réseau d'assainissement*. Rosny-sous-bois : service départemental de l'assainissement, 1986, 38p.
- Paturel E., Desbordes M., Masson J.M, 1986. *Évaluation de l'influence de la densité des réseaux pluviométrique sur la détermination des lames précipitées*. Paris : secrétariat permanent du Plan Urbain., 1986, 104 p. Rapport.
- Pointin Y., Ramond D., Fournet-Fayard J., 1986. *Application d'un radar à diversité de la polarisation en hydrologie urbaine*. Clermont-ferrand :O.P.G.C, 1986, 72p.
- Pointin Y., Ramond D., Fournet-Fayard J., 1988. *Campagne qualification d'un radar météorologique à diversité de polarisation pour la mesure des précipitations en hydrologie urbaine*. Clermont-ferrand :O.P.G.C, 1988, 43p.

Radix C., 1984. *Filtrage et lissage statistiques Optimaux linéaires*. Cepadues éditions, Toulouse. pp 46-73.

Ragot J., Darouach M., Maquin D., Bloch G. 1990. *Validation de données et diagnostic*. Paris : Hermès, 432 p.

Renard D., Breuil B., Herremans L., Bertrand-Krajewski J.L, 1994. *Les moyens de réduire les rejets ou les impacts*. La Houille blanche, 1994, N° 1/2, 99 155-168.

Rouleau S., Lessard P., 1996. *Impacts of stroms flows on a small wastewater treatment plant : a case study. Proceedings of urban wet weather pollution* : controlling sewer overflows and stormwater runoff, Québec, 1996, section 15, pp 69-77.

Saget A., Chebbo G., Bachoc A., 1994. *Des décanteurs pour traiter la pollution des rejets urbains par temps de pluie*. La Houille blanche, 1994, N°1/2, pp 185-188.

Sauvageot H., 1983. *Mesures hydrologiques par radar*. La Houille blanche, 1983, N° 5/6, pp 329-340.

Seager J., Abrahams R.G, 1989. *The impact of strom discharges on the ecology of a small urban riverin Wageningen*. The Hague : Committee on hydrological research, 1989, 7p.

Sevruk B., 1996. *Adjustement of tipping-bucket precipitation gauge measurements*. Atmospheric Research, 42(1-4), pp 237-246.

Sevruk B., Nespor V. 1998. *Empirical and theoretical assessment of the wind induced error of rain measurement*. Water Science and technology, 37 (11), 171-178.

- Swartz C., 1989. *Date reconciliation for generalized flowsheet applications*. American Chemical Society, national meeting, Dallas.
- Tahri H., 2001. *Filtrage et estimations univariés des débits et des concentrations de polluants*, mémoire de maîtrise, ÉTS 2001.
- Trabuc P., 1989. *Prise en compte de l'effet polluant des rejets urbains de temps de pluie: recommandations pour l'élaboration ou la révision d'un schéma d'assainissement*. Nanterre, 45p.
- Todini E., 1978. *Mutually Interactive State-Parameters (MISP), estimation in application of Kalman filter to hydrology, hydraulics and water resources* C.L. Chiu. Proceedings of the American Geophysics Union (AGU), Chapman conference, University of pitsburg, Pitsburg, pp 135-151.
- Uhl M., 1993. *Uncertainty of quantity and quality data measured in a combined sewer system* : 6th international conference on urban strom drainage, Niagara Falls (Canada), 1993, Vol.1, pp 682-687.
- Verbank A.M, Bachoc A., 1993. *Étude des gradients verticaux de pollution particulaire au sein d'une section*. Water research, 1993, vol. 28, N°1, pp 187-194.
- Wenger H., Kampfmann W., 1996, *Realtime control in large sewer-system*. Proceeding of the 7th international conference on urban strom drainage, Hannovre (Allemagne), 1996, pp 1049-1054.
- Wilson, Valdes, Rodriguez-Iturbe, 1979. *On the influence of the spatial distribution of rainfall on strom runoff*. Water resources Research, 1979, Vol. 15, N° 2, pp 321-328.

Winkler R., Madridafis S., 1983. *The combination of forecasts*. Journal of Royal Statistic Society A, 46, pp 150-157.

Wolterbeek H.T., Viragh A., Stoof J.E., Bolier G., Van Der Veer B., Kok j., 1995. *On the uptake and release of zinc in the groveng alga selenstrum capricornutum Pritz.* Environmental pollution, 1995, N° 88, 99 85-90.