

THESE

Présentée à

L'Université de Pau et des Pays de l'Adour

Ecole Doctorale des Sciences Exactes et de leurs Applications (ED 211)

Par

Thomas BERSINGER

Le 10 décembre 2013

Pour obtenir le grade de **DOCTEUR**

Spécialité : Chimie Analytique et Environnement

Dynamique des effluents et des contaminants associés au système d'assainissement de la Communauté d'Agglomération de Pau Pyrénées

Membres du Jury

Rapporteurs

M.C. GROMAIRE CR 1 HDR Ecole des Ponts Paris Tech
B. SAUTOUR Professeur Université Bordeaux 1

Examinateurs

| | |
|-------------|--|
| F. PANNIER | Professeur Université de Pau et des Pays de l'Adour |
| R. GALVEZ | Professeur Université Laval Québec |
| A. PETRAU | Ingénieur de Recherche Rivages ProTech |
| T. PIGOT | Professeur Université de Pau et des Pays de l'Adour |
| G.BAREILLE | CR1 CNRS Université de Pau et des Pays de l'Adour |
| I. LE HECHO | Maitre de conférences Université de Pau et des Pays de l'Adour |



REMERCIEMENTS

Avant toute chose, je tiens à remercier toutes les personnes qui ont participées de près ou de loin au bon déroulement de ma thèse. Comme dans toute liste de remerciements il y aura des oubliés et je m'en excuse par avance.

Je tiens tout d'abord à remercier sincèrement mes trois encadrant : Thierry Pigot, Gilles Bareille et Isabelle Le Hecho. Ils ont su se rendre disponibles, être à l'écoute, faire avancer le projet et m'ont apporté toutes sortes de connaissances. J'ai énormément appris avec eux trois et ce fut un plaisir de travailler ensemble. Un Merci sincère et chaleureux.

Mes remerciements vont également à Monsieur Donard le Directeur de l'IPREM pour m'avoir permis d'intégrer le laboratoire et cette équipe de chercheurs.

J'adresse bien sur mes remerciements aux membres du jury pour avoir lu, évaluer, critiquer ce travail et finalement à avoir contribué à son amélioration.

Des remerciements sincères sont adressés aux organismes financeurs qui sont la Communauté d'Agglomération Pau Pyrénées et l'Agence de l'Eau Adour Garonne. Sans eux tout ce travail n'aurait pas été possible.

Un grand Merci aussi à Monsieur Lecomte ingénieur en chef de l'eau et l'assainissement au sein de la CDAPP et à Madame Bonnefon, ingénieur au service assainissement. Tout les deux ont été d'une aide précieuse. Merci aussi à l'ensemble du personnel du service assainissement pour leur accueil chaleureux et l'aide technique sur le terrain.

Dans ces remerciements, une ligne particulière est pour Christophe Garcia qui a beaucoup contribué à me lancer dans ce grand projet mais de manière plus large dans l'étude de l'assainissement. Merci Christophe !

Je voudrais également remercier tous les gens du laboratoire et de mon bureau ils sont nombreux à avoir apporté leur contribution à ceux travail et ce fut un plaisir de travailler avec eux, merci à vous tous !

Je remercie bien sur Noëlle et Astrid pour leur aide précieuse en statistique et sans qui les « arbres » n'auraient peut être jamais vu le jour.

Merci aussi aux différents stagiaires avec qui j'ai travaillé et qui ont eux aussi contribué à ce travail de thèse, je pense en particulier à Marie-Zélia, Céline, Jessica, et Claire.

Enfin, Merci à mes amis, ma famille, mes parents, beaux-parents et à Florianne pour m'avoir soutenu et aidé durant cette thèse mais de manière plus générale comme ils l'ont toujours fait et le font toujours.

RESUME : L'optimisation du système d'assainissement et la réduction des rejets d'eaux résiduaires urbaines non traitées est devenue un enjeu majeur pour de nombreuses collectivités dans le but d'atteindre les objectifs de qualité des milieux aquatiques fixés par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). Pour cela, une parfaite connaissance du système d'assainissement est nécessaire. L'objectif de cette thèse, financée par la CDAPP et l'Agence de l'Eau Adour Garonne, était l'étude de la dynamique du système d'assainissement de la CDAPP et de sa contribution sur les flux de polluants dans le milieu récepteur (le Gave de Pau). La première étape du travail a été consacrée à la caractérisation hydraulique et physicochimique du système d'assainissement par temps sec et par temps de pluie. Une étude hydraulique a été tout d'abord réalisée et a permis de mieux appréhender la dynamique des déversements via les déversoirs d'orage (DO) en fonction de la nature des événements pluvieux. D'autre part, la caractérisation physico chimique des eaux usées (matières en suspension ou MES, demande chimique en oxygène ou DCO, métaux, hydrocarbures aromatiques polycycliques) a mis en évidence que pour l'ensemble de ces paramètres, une nette augmentation des flux par temps de pluie était observée en particulier en début d'événement (augmentation d'un facteur de 2 à 10). Ce phénomène s'explique par l'apport de polluant par les eaux de ruissellement et l'érosion des dépôts accumulés par temps sec dans les réseaux. Seul l'azote total se comporte différemment puisqu'il est majoritairement présent sous forme dissoute. Afin de mieux appréhender la dynamique des paramètres polluants réglementaires (MES, DCO et azote), un suivi haute fréquence (au pas de temps de cinq minutes) a été mis en place durant un an à l'aide de sondes de turbidité et de conductivité. Ce suivi en continu constitue la troisième partie de ce travail. Des corrélations ($r^2 \approx 0,9$) ont été établies entre d'une part, les paramètres polluants DCO et MES, et la turbidité et d'autre part, entre la conductivité et l'azote total. Ces enregistrements ont permis une meilleure compréhension du fonctionnement du système d'assainissement : mise en évidence du phénomène de first flush, estimation des flux polluants déversés via les DO, étude des phénomènes de stockage dans les réseaux. La dernière partie de cette thèse vise à l'étude de la contribution des rejets d'assainissement dans le milieu récepteur. Elle a permis de démontrer la contribution modérée du rejet de sortie de STEP (entre 1 et 15 %) par temps sec. Par temps de pluie, la contribution du système d'assainissement via les DO est extrêmement variable suivant les conditions hydro-climatiques (de < 1 % à plus de 50 %). Ce travail a permis d'une part d'apporter des résultats utilisables par le gestionnaire de l'assainissement pour optimiser la gestion des eaux usées de la CDAPP. D'autre part, ce travail apporte des résultats plus fondamentaux relatifs à une meilleure connaissance de la dynamique hydrologique et physicochimique des eaux résiduaires urbaines et des polluants associés tels que la mise en évidence, à l'aide d'outils statistiques, des paramètres influençant les déversements et les concentrations en polluants par temps de pluie.

ABSTRACT: Optimization of sewer system and reduction of untreated wastewater discharges has become a key issue for many communities in order to achieve the good quality of aquatic environments set by the European Framework Directive (WFD 2000/60/EC). For this, a perfect knowledge of sanitation is required. The objective of this thesis, funded by CDAPP and Adour Garonne Water Agency, was the study of the dynamics of the CDAPP sanitation and its contribution to the pollutants fluxes in the receiving environment (the river Gave de Pau). The first step of the work was devoted to the hydraulic and physicochemical wastewater characterization during dry and wet weather. A hydraulic study was first carried and helped to better understand the dynamics of discharges through the combined sewer overflow (CSO) according to the rainfall events characteristics. On the other hand, the physico-chemical characterization of wastewater (suspended solids or TSS, chemical oxygen demand or COD, metals, polycyclic aromatic hydrocarbons) showed that for all these parameters, a clear increase of pollutant fluxes was observed at the beginning of the rainfall event (increase by a factor of 2 to 10). This phenomenon is explained by the runoff contribution and erosion of sediments accumulated in the networks during dry weather periods. Only total nitrogen behaves differently because it's mostly dissolved. To better understand the dynamics of pollutants parameters (TSS, COD and nitrogen), high frequency monitoring (every five minutes) has been established for one year with turbidity and conductivity sensors. This continuous monitoring is the third part of this work. Correlation functions ($r^2 \approx 0.9$) were found between, the pollutant parameters COD and TSS, and turbidity, and secondly, between conductivity and total nitrogen. These records allowed a better understanding of sanitation system: highlighting the first flush phenomenon, estimation of pollutant loads discharged by CSO, study of storage networks phenomenon. The last part of this thesis aims to study the contribution of wastewater discharges to the receiving environment. It demonstrated the moderate contribution of rejection output STEP (between 1% and 15%) in dry weather. In rainy weather, the contribution of sanitation through CSO is extremely variable depending on the hydro-climatic conditions (<1% to over than 50%). This work has led to provide usable results for the sanitation manager to optimize CDAPP wastewater treatment. Moreover, this work provides most fundamental results for a better understanding of the hydrological and physicochemical dynamics of urban wastewater and associated pollutants such as highlighting, using statistical tools, the parameters influencing pollutant concentrations during rainfall events.

SOMMAIRE

| | |
|---|-----------|
| 1 Etude bibliographique | 7 |
| 1.1 Cadre réglementaire..... | 7 |
| 1.1.1 Textes relatifs au système d'assainissement..... | 7 |
| 1.1.2 Protection des milieux aquatiques | 9 |
| 1.2 Caractérisation des effluents urbains..... | 11 |
| 1.2.1 Les paramètres globaux (MES, DCO et azote (N))..... | 11 |
| 1.2.2 Les micropolluants métalliques..... | 18 |
| 1.2.3 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) | 26 |
| 1.3 Suivi de la qualité des eaux usées par la mesure en continu de turbidité et de conductivité | |
| 32 | |
| 1.3.1 Contexte relatif à la mesure en continu des polluants en réseau d'assainissement | 32 |
| 1.3.2 La turbidité | 32 |
| 1.3.3 La conductivité | 39 |
| 1.3.4 Utilisation de ces paramètres en rivière | 41 |
| 1.4 Contribution et impact de systèmes d'assainissement sur le milieu récepteur | 42 |
| 1.4.1 Contexte | 42 |
| 1.4.2 Suivi du milieu récepteur..... | 43 |
| 1.4.3 Etudes combinées des rejets d'assainissement et du milieu récepteur | 43 |
| 1.4.4 RUTP et écotoxicologie..... | 45 |
| 1.5 Conclusion | 47 |
| 2 Matériel et Méthode..... | 51 |
| 2.1 Présentation de la zone d'étude | 51 |
| 2.1.1 La Communauté d'Agglomération Pau Pyrénées (CDAPP) | 51 |
| 2.1.2 Présentation du Gave de Pau | 53 |
| 2.2 Equipement du système d'assainissement | 56 |
| 2.2.1 Les pluviographes | 56 |
| 2.2.2 Les débitmètres dans le réseau d'assainissement | 58 |
| 2.2.3 Les débitmètres sur les déversoirs d'orage..... | 60 |
| 2.2.4 Turbidimètres et conductimètres..... | 61 |
| 2.3 Méthodologie de traitement des données de turbidité | 63 |
| 2.3.1 Traitement des données obtenues par la mesure en continu | 63 |
| 2.3.2 Exploitation statistique des données de mesures en continu | 66 |
| 2.3.3 Courbes masse/volume | 68 |
| 2.4 Prélèvements d'échantillons et analyses | 70 |
| 2.4.1 Prélèvements..... | 70 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 2.4.2 | Analyses..... | 78 |
| 2.4.3 | Calcul des flux polluants | 85 |
| 3 | Caractérisation des eaux résiduaires urbaines..... | 87 |
| 3.1. | Caractérisation hydraulique | 87 |
| 3.1.1 | Etude hydraulique du réseau d'assainissement par temps sec | 87 |
| 3.1.2 | Etude hydraulique du réseau d'assainissement par temps de pluie..... | 90 |
| 3.2 | Caractérisation physico chimique | 102 |
| 3.2.1 | Paramètres globaux (MES, DCO et azote total) | 102 |
| 3.2.2 | Micropolluants métalliques..... | 112 |
| 3.2.3 | Etude préliminaire des HAP associés aux MES dans les eaux usées | 131 |
| 3.3 | Conclusion | 134 |
| 4 | Mesure en continu de la turbidité et de la conductivité dans le réseau d'assainissement | 137 |
| 4.1 | Etablissement des fonctions de corrélations | 138 |
| 4.1.1 | Comparaison des relations turbidité et conductivité/paramètres polluants avec la littérature | 142 |
| 4.1.2 | Validation des mesures en continu | 144 |
| 4.2 | Etude des résultats du suivi en continu durant 5 mois | 147 |
| 4.2.1 | Présentation de la période étudiée..... | 147 |
| 4.2.2 | Etude statistique..... | 148 |
| 4.2.3 | Etude des courbes masse/volume observées à l'entrée de la STEP de Lescar | 151 |
| 4.3 | Etude du mois d'octobre 2012 | 154 |
| 4.3.1 | Etude des flux polluants journaliers durant le mois d'octobre 2012 | 155 |
| 4.3.2 | Erosion et reformation des stocks dans le réseau d'assainissement..... | 159 |
| 4.4 | Etude de la dynamique à l'échelle d'un événement pluvieux | 161 |
| 4.4.1 | Période de temps sec | 161 |
| 4.4.2 | Période de temps de pluie..... | 162 |
| 4.5 | Conclusion | 166 |
| 5 | Contribution du système d'assainissement de la CDAPP sur la qualité du Gave de Pau..... | 167 |
| 5.1 | Résultats de l'étude de la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau | 167 |
| 5.1.1 | Présentation des campagnes de mesure | 167 |
| 5.1.2 | Contribution faible (< 5 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau sans déversement via les DO (10 au 11 mai 2012)..... | 169 |
| 5.1.3 | Contribution faible à modérée (5-15 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau (14 au 15 mars 2012 et 21 au 22 mai 2012)..... | 170 |
| 5.1.4 | Contribution élevée (> 15 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau (26 au 27 juillet 2012 et 18-19 septembre 2012)..... | 172 |
| 5.1.5 | Comparaisons des concentrations en polluants mesurées dans le Gave de Pau avec les Normes de Qualité Environnementale (NQE) | 176 |
| 5.1.6 | Comparaison avec d'autres cours d'eau du bassin Adour Garonne | 176 |
| 5.1.7 | Etude des contributions des rejets en fonction des rapports de dilution..... | 177 |

| | | |
|-------|--|-----|
| 5.2 | Evaluation de la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau durant une année | |
| | 178 | |
| 5.2.1 | Présentation de la période étudiée..... | 178 |
| 5.2.2 | Evolution journalière du rapport débit du Gave de Pau/débits déversés | 179 |
| 5.2.3 | Utilisation de la mesure en continu de turbidité pour l'évaluation de la contribution de la CDAPP en MES et DCO sur le Gave de Pau | 181 |
| 5.2.4 | Hypothèse de l'utilisation d'un bassin d'orage | 187 |
| 5.3 | Conclusion | 188 |

Liste des figures

| | | |
|------------|---|----|
| Figure 1. | Principe de fonctionnement d'un capteur de turbidité par néphélométrie (source : Hach Lange) | 33 |
| Figure 2. | Relation entre turbidité (NTU) et MES (TSS) (mg/l) à gauche et entre turbidité et DCO (COD) (mg/l) à droite (Bertrand – Krajewski et al 2007) | 34 |
| Figure 3. | Exemples de fonctions de corrélations. (a) : [MES] = f(turbidité) à Chassieu, (b) : [DCO] = f(turbidité) à Ecully (Métadier and Bertrand Krajewski 2012) | 35 |
| Figure 4. | Exemple de relations linéaires entre turbidité et DCO à gauche et turbidité et MES à droite par temps de pluie (Béranger 2005)..... | 36 |
| Figure 5. | Exemple de pollutogramme obtenu à l'aide de la mesure de turbidité en continu (Métadier et Bertrand Krajewski 2012)..... | 37 |
| Figure 6. | Localisation géographique de la zone d'étude et localisation de la STEP et des réseaux nord et sud | 52 |
| Figure 7. | Etat écologique (à gauche) et chimique (à droite) du Gave de Pau et de certains de ces affluents en 2006 (Observatoire de l'eau du Bassin de l'Adour 2006). | 54 |
| Figure 8. | Présentation de la zone d'étude avec l'emplacement des débitmètres dans le réseau (PMP) et des pluviographes | 56 |
| Figure 9. | Schéma de principe d'un pluviographe Pulsonic à auget basculeur double compartiment installé sur la zone d'étude (source : Pulsonic) | 57 |
| Figure 10. | Photo d'un débitmètre Mainstream Hydreka dans une canalisation | 59 |
| Figure 11. | Photo de l'équipement du DO n°9 situé à Bizanos (estimation des débits déversés) .. | 61 |
| Figure 12. | Schéma de l'emplacement des sondes de turbidité et de conductivité à l'entrée de la STEP de Lescar62 | |
| Figure 13. | Données brutes de turbidité enregistrées à l'entrée de la station d'épuration de Lescar | |
| | 63 | |
| Figure 14. | Histogramme et box plot du taux d'évolution des mesures de turbidité | 64 |
| Figure 15. | Les données de turbidité après la seconde étape de traitement des données | 65 |
| Figure 16. | Les données de turbidité après les trois étapes de traitement des données | 65 |
| Figure 17. | Présentation des différentes zones d'une courbe masse/volume et exemple d'une courbe en zone A (rouge) et en zone C (bleu)..... | 68 |
| Figure 18. | Préleveur automatique ISCO 3700 utilisé au cours de la thèse | 70 |
| Figure 19. | Localisation des points de prélèvements sur le réseau, les PR et dans le milieu récepteur | |
| | 73 | |
| Figure 20. | Schéma de principe de la séparation des colloïdes dans le canal de l'A4F (d'après Dubascoux 2007) | 84 |
| Figure 21. | Présentation schématique du couplage entre A4F, UV, MALLS et ICP MS (d'après Dubascoux 2007) | 84 |
| Figure 22. | Evolution journalière du débit de temps sec à l'entrée de la STEP de Lescar durant une année et écart type associé (n = 237 jours) | 88 |
| Figure 23. | Evolution journalière des débits de temps sec dans les collecteurs nord (en haut) et sud (en bas) avant leur jonction à la STEP de Lescar ainsi que les écarts types associés (n = 103) | 89 |
| Figure 24. | Répartition du volume déversé (en haut) et de la hauteur précipitée (en bas) par événement pluvieux pour des événements de fréquence de retour inférieure à bi hebdomadaire ... | 92 |

| | | |
|------------|---|-----|
| Figure 25. | Test statistique de l'arbre de régression effectué pour étudier l'influence de la hauteur cumulée précipitée, de l'intensité maximale de la pluie et de la quantité d'ECP sur le volume déversé pour des pluies ayant des fréquences de retour inférieure à bi hebdomadaire | 93 |
| Figure 26. | Test statistique de l'arbre de régression effectué pour étudier l'influence de la hauteur cumulée précipitée, de l'intensité maximale de la pluie et de la quantité d'ECP sur le volume déversé pour l'ensemble des pluies de l'année étudiée | 94 |
| Figure 27. | Répartition des volumes pour la pluie mensuelle du 7/11/2010. A gauche : répartition entre le volume traité à la STEP et le volume déversé. A droite : pour le volume déversé répartition entre les différents types de DO. | 96 |
| Figure 28. | Répartition des volumes pour la pluie décennale du 09/10/2010. A gauche : répartition entre le volume traité à la STEP et le volume déversé. A droite : pour le volume déversé répartition entre les différents types de DO. | 98 |
| Figure 29. | Relation entre les précipitations et les déversements mensuels sur le DO de la STEP (n = 40) 99 | |
| Figure 30. | Evolution des précipitations et des débits durant la période du 6 au 8 septembre 2010 (PMP n°2 pour le collecteur nord et PMP n°3 pour le collecteur sud cf Figure 8 pour la localisation). | |
| | 100 | |
| Figure 31. | Présentation des débits déversés sur les DO n°3 bis et n°44 pour la journée du 7 septembre 2010 (à gauche de 3h à 4h30 et à droite de 11h à 14h30) | 101 |
| Figure 32. | a) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau nord. Campagne de temps sec du 20 avril 2010..... | 103 |
| Figure 33. | a) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau nord. Campagne de temps de pluie du 6 septembre 2010. | 105 |
| Figure 34. | Volume déversé, concentration et flux de MES, DCO et N déversés le 7 septembre 2010 sur les DO 44 et 3 bis | 108 |
| Figure 35. | Concentrations en azote total, DCO et MES observées durant la journée (entre 8h et 23h) pour l'ensemble des échantillons de temps sec (n = 50) | 109 |
| Figure 36. | Concentrations en azote total, DCO et MES observées durant la nuit (entre 23h et 8h) pour l'ensemble des campagnes de temps sec (n = 23) | 110 |
| Figure 37. | Concentrations en azote total, DCO et MES observées par temps de pluie pour l'ensemble des campagnes de prélèvements (n = 27) | 110 |
| Figure 38. | a) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau nord. Campagne de temps sec du 20 avril 2010... 113 | |
| Figure 39. | a) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau nord. Campagne de temps de pluie du 20 avril 2010. 116 | |
| Figure 40. | Volume déversé, concentration et flux de métaux déversés le 7 septembre 2010 sur les DO 44 et 3 bis..... | 118 |
| Figure 41. | Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps sec au cours de la journée | 119 |
| Figure 42. | Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps sec au cours de la nuit..... | 120 |

| | |
|--|-----|
| Figure 43. Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps de pluie | 121 |
| Figure 44. Analyse en ligne A4F/UV/ICPMS d'échantillons d'eau usée prélevée à l'entrée de la STEP et filtrée à 1,2 µm (a) et à 0,2 µm (b). En bleu : signal UV (254 nm), autres couleurs : signal ICPMS | 127 |
| Figure 45. Analyse en ligne A4F/UV/ICPMS d'échantillons d'eau usée prélevée à la sortie de la STEP et filtrée à 1,2 µm (a) et à 0,2 µm (b). En bleu : signal UV (254 nm), autres couleurs : signal ICPMS | 129 |
| Figure 46. Concentration en HAP dans les eaux usées de la CDAPP en µg/L dans la phase particulaire | 131 |
| Figure 47. De haut en bas, fonctions de corrélation entre MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité..... | 138 |
| Figure 48. Différence entre les relations observées par temps sec et par temps de pluie (de haut en bas, relations entre : MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/conductivité) | 140 |
| Figure 49. Différences entre les coefficients « a » et « b » des droites de corrélations obtenus par temps sec et par temps de pluie (de haut en bas, relation entre : MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/conductivité) | 141 |
| Figure 50. Comparaison des relations azote/conductivité sur deux bassins versants différents | 143 |
| Figure 51. Vérification des fonctions de corrélations (points noirs) au cours de l'étude grâce à des prélèvements effectués au cours de celle-ci (points rouge). De haut en bas : relation MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité | 144 |
| Figure 52. Comparaison des flux de MES, DCO et azote total calculés à partir de la mesure en ligne et à partir des analyses au laboratoire (la ligne en gras correspond à la droite d'équation 1:1 et la ligne en pointillée correspond à la droite de corrélation des points étudiés pour chaque paramètre) | 145 |
| Figure 53. Test statistique de l'arbre de régression pour les 47 événements pluvieux étudiés.. | 149 |
| Figure 54. Test statistique de l'arbre de régression pour le flux de DCO déversé par événement | 150 |
| Figure 55. Représentations des trois zones d'une courbe masse volume et exemple d'une courbe située en zone A (rouge) et en zone C (bleu) | 151 |
| Figure 56. Répartition en % des courbes masse/volume durant la période étudiée pour la DCO | 152 |
| Figure 57. Répartition en % des courbes masse/volume durant la période étudiée pour l'azote | 152 |
| Figure 58. Données enregistrées durant le mois d'octobre 2012. Partie supérieure : précipitations, débit traité (en gris) et débit déversé (en noir). Partie inférieure : mesure en continu de la turbidité (en gris) et de la conductivité (en pointillés) | 154 |
| Figure 59. a) Précipitations (mm/j) et flux de DCO traités et déversés (kg/j). b) Débit journalier traité et déversé (m ³ /j). c) Concentration moyenne journalière de DCO (mg O ₂ /L) et écart type associé à chaque mesure | 155 |
| Figure 60. a) Précipitations (mm/j), flux d'azote journalier traité et déversé (kg/j). b) Débits journaliers traités et déversés (m ³ /j). c) Concentration moyenne journalière d'azote total pour le mois d'octobre 2012. | 158 |
| Figure 61. Ecart entre le flux de DCO moyen journalier de temps sec et le flux de DCO journalier réel durant le mois d'octobre 2012..... | 159 |

| | |
|---|-----|
| Figure 62. Période de temps sec : Débit, concentrations en MES et azote total ainsi que les intervalles de confiance à 95 % (en gris) entre le 1 ^{er} et le 10 octobre 2012 | 161 |
| Figure 63. En haut : précipitations (mm/h) (événements numérotés de 1 à 4), débit traité et déversé. En bas : concentrations en MES et azote total ainsi que les intervalles de confiance à 95 % (en gris). Période du 11 et 12 octobre 2012..... | 163 |
| Figure 64. Evolution du débit du Gave de Pau, de la pluviométrie et des déversements durant la période d'étude sur le milieu récepteur | 168 |
| Figure 65. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP sur le Gave de Pau du 10 au 11 mai 2012 | 169 |
| Figure 66. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP sur le Gave de Pau du 14 au 15 mars 2012 | 170 |
| Figure 67. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP et les DO sur le Gave de Pau du 21 au 22 mai 2012 | 171 |
| Figure 68. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP et les DO sur le Gave de Pau du 26 au 27 juillet 2012 | 172 |
| Figure 69. Contribution des flux polluants de la STEP et des DO sur le Gave de Pau du 18 au 19 septembre 2012 | 172 |
| Figure 70. Contribution des flux polluants de la STEP, des DO sur le Gave de Pau durant les 3 heures du déversement (18-19 septembre 2012) | 173 |
| Figure 71. Evolution des concentrations mesurées dans le Gave de Pau à l'aval de la CDAPP durant la campagne du 26 et 27 juillet 2012 | 174 |
| Figure 72. Evolution des concentrations mesurées dans le Gave de Pau à l'aval de la CDAPP durant la campagne du 18 et 19 septembre 2012 | 174 |
| Figure 73. Contribution des rejets en fonction des rapports de dilution pour les MES (à gauche) et la DCO (à droite) pour les 12 campagnes de mesures | 177 |
| Figure 74. Caractéristiques de la période étudiée : précipitations, campagnes de prélèvements, débit du Gave de Pau et déversement via les DO | 179 |
| Figure 75. Relation entre le débit du Gave de Pau et la concentration en MES au niveau de la CDAPP | 181 |
| Figure 76. Contribution en MES de la STEP et des DO sur le Gave de Pau pour chaque jour de déversement de l'année étudiée | 183 |
| Figure 77. Contribution en DCO de la STEP et des DO sur le Gave de Pau pour chaque jour de déversement de l'année étudiée | 184 |
| Figure 78. Nombre de jours de déversements pour chaque classe de contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau. a) contribution en MES. b) contribution en DCO..... | 185 |
| Figure 79. a) Relation entre le rapport de dilution et la contribution des rejets en flux de MES sur le Gave de Pau. b) Relation entre le rapport de dilution et la contribution des rejets en flux de DCO sur le Gave de Pau. Pour les 96 déversements étudiés. | 186 |
| Charge de DCO interceptée par le bassin en fonction de son volume et du mois étudié | 216 |
| Charge d'azote interceptée par le bassin en fonction de son volume et du mois étudié | 216 |
| Relation pluie/déversements au niveau du DO de la STEP durant la période étudiée et pour les déversements de moins de 50 000 m ³ | 218 |

Liste des tableaux

| | |
|---|----|
| Tableau 1. Concentrations en MES, DCO et azote Kjeldahl (NTK) dans les eaux usées de temps sec (EUTS), les eaux de ruissellement (ER) et les eaux usées de temps de pluie (EUTP) de différentes études (plage des valeurs : min – max, (moyenne) [médiane]) | 12 |
| Tableau 2. Gammes de flux polluants annuels à l'aval des bassins versants séparatifs et unitaires (kg/an/ha imperméabilisé) (Ellis 1991, Philippe et Ranchet 1987, Chocat 1992) | 15 |
| Tableau 3. Flux par hectare actif par événement en MES, DCO et NTK mesurés par temps de pluie pour différentes études (d10-d90 [médiane]) | 15 |
| Tableau 4. Répartition dissous/particulaire des polluants dans les effluents urbains issus de différents bassins versants parisiens par temps sec et par temps de pluie (Kafi et al 2008) | 16 |
| Tableau 5. Apport relatif par les eaux usées, le ruissellement et la remise en suspension des dépôts du réseau pour les flux de polluants de temps de pluie pour trois bassins versants unitaires parisiens (Gasperi et al 2010) (médiane en %) | 17 |
| Tableau 6. Sources de MES et de DCO, bassin versant d'Ecully, Lyon (Becouze 2010) | 17 |
| Tableau 7. Concentrations en métal total ($\mu\text{g}/\text{L}$) dans les eaux usées de temps sec (EUTS) dans les eaux de ruissellement (ER) et dans les eaux usées de temps de pluie (EUTP) (plage des valeurs : min – max, (moyenne) et [médiane]) | 19 |
| Tableau 8. Flux de métaux annuels selon le type de réseau (kg/an/ha imperméabilisé) (Ellis 1991) | 21 |
| Tableau 9. Flux de métal en g/ha actif pour différents effluents unitaires issus de différents bassins versants parisiens (Kafi et al 2008) (d10-d90*, médiane) | 21 |
| Tableau 10. Pourcentage de métal lié aux particules pour différentes études par temps de pluie .. | 22 |
| Tableau 11. Pourcentage de métal présent dans la phase particulaire dans les eaux usées de temps sec et de temps de pluie (Kafi-Benyahia 2006) | 22 |
| Tableau 12. Teneur en métaux des MES dans les eaux usées de temps sec et de temps de pluie d'après Kafi-Benyahia (2006) et différentes autres études (valeur médiane) | 24 |
| Tableau 13. Répartition de l'origine des métaux dans les EUTP (en %) (Gromaire et al 2001) | 24 |
| Tableau 14. Contribution des différentes sources de métaux dans les EUTP | 25 |
| Tableau 15. Liste des HAP retenus par l'EPA, la DCE et l'OMS ainsi que leurs symboles et caractéristiques | 26 |
| Tableau 16. Concentrations en HAP dans les eaux usées de temps sec, dans les eaux de ruissellement et dans les eaux usées de temps de pluie ($\mu\text{g}/\text{L}$) (plage des valeurs : min – max, (moyenne) et [médiane]) | 28 |
| Tableau 17. Flux de HAP (mg/ha actif) dans les EUTP | 30 |
| Tableau 18. Fraction particulaire pour la somme des 16 HAP de l'EPA dans différents types d'eaux et différents bassins versants (Zgheib 2009) | 30 |
| Tableau 19. Distribution granulométrique des MES auxquelles sont associées 3 HAP (ng/L) (Hoffman et al 1984) | 31 |
| Tableau 20. Relations entre turbidité et MES et DCO pour différentes études en réseau d'assainissement unitaire | 36 |
| Tableau 21. Débits caractéristiques (étiage, crue) du Gave de Pau au niveau de la zone d'étude (sources : rapport SOGREAH, 1991 et site web HYDRO, 2012) | 53 |
| Tableau 22. Caractéristiques des points de mesures permanents du débit dans le réseau d'assainissement de la CDAPP | 58 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 23. Caractéristiques des campagnes étudiées pour la caractérisation des eaux résiduaires urbaines et stratégie d'échantillonnage..... | 71 |
| Tableau 24. Présentation des caractéristiques des événements pluvieux étudiés | 72 |
| Tableau 25. Echantillons sur lesquels les HAP ont été analysés | 74 |
| Tableau 26. Récapitulatif de la stratégie d'échantillonnage utilisée pour l'étude de la contribution des flux de polluants de la CDAPP sur le Gave de Pau | 76 |
| Tableau 27. Récapitulatif des conditions de prélèvements dans le milieu récepteur | 76 |
| Tableau 28. Conditions d'analyses de l'ICP AES Activa M utilisé pour l'analyse des métaux..... | 79 |
| Tableau 29. Gamme d'étalonnage, limite de détection et de quantification et incertitude pour les métaux analysés en ICP AES | 80 |
| Tableau 30. Conditions d'analyse de l'ICP MS Agilent 7500ce utilisé pour l'analyse des métaux.... | 80 |
| Tableau 31. Gamme d'étalonnage, limite de détection et de quantification et incertitudes pour les métaux analysés en ICP MS..... | 81 |
| Tableau 32. Conditions opératoires du CG-MS pour l'analyse des HAP | 82 |
| Tableau 33. Conditions opératoires utilisées en A4F pour la séparation des colloïdes..... | 85 |
| Tableau 34. Récapitulatif des volumes journaliers de temps sec minimaux et maximaux mesurés dans le réseau nord et sud et à l'entrée de la STEP de Lescar durant l'ensemble de la thèse | 90 |
| Tableau 35. Caractérisation des événements pluvieux enregistrés au cours de l'année étudiée en fonction de leur fréquence de retour (n = 81) | 91 |
| Tableau 36. Etude des précipitations et déversements pour une précipitation mensuelle. En rouge DO correspondant aux DO de plus de 10 000 EH. En noir DO compris entre 10 000 et 2000 EH | 95 |
| Tableau 37. Etude des précipitations et déversements pour une précipitation décennale. En rouge DO correspondant aux DO de plus de 10 000 EH. En noir DO compris entre 10 000 et 2000 EH | 97 |
| Tableau 38. Flux de polluant et débit d'eaux usées rejetés par EH et par jour de temps sec sur les réseaux sud et nord de la CDAPP et sur le bassin versant du Marais | 114 |
| Tableau 39. Concentration en métal des particules par temps sec et par temps de pluie prélevées dans le réseau d'assainissement de la CDAPP (mg de métal/kg de matière sèche (MS)) | 122 |
| Tableau 40. Concentration en métal dans la phase dissoute dans l'ensemble des échantillons d'eaux usées prélevés sur la CDAPP | 123 |
| Tableau 41. Concentrations minimales, médianes, moyennes et maximales dans la phase dissoute de l'ensemble des échantillons d'eaux usées de la CDAPP et NQE cma (μ g/L) | 124 |
| Tableau 42. Part de métal associée à la fraction particulaire par temps de pluie et par temps sec (de jour et de nuit) | 125 |
| Tableau 43. Conditions dans lesquelles les concentrations maximales sont observées, concentration moyenne de temps sec et de temps de pluie et pourcentage de quantification global et de temps de pluie pour les 16 HAP analysés..... | 132 |
| Tableau 44. Récapitulatif des caractéristiques des événements pluvieux pour les 5 mois étudiés | 147 |
| Tableau 45. Flux et concentration de polluants pour chaque mois étudié | 148 |
| Tableau 46. Description des événements pluvieux du mois d'octobre 2012 | 156 |
| Tableau 47. Caractéristiques des 4 événements pluvieux étudiés | 162 |
| Tableau 48. Conditions météorologiques, hydrologiques, débits déversés et rapport de dilution entre la somme des rejets et le débit du Gave de Pau lors des cinq campagnes présentées | 169 |
| Tableau 49. Comparaison des concentrations du Gave de Pau à d'autres rivières (SIE 2012 ; Hydro 2012) (moyenne de 6 années) (concentrations en métal total) | 176 |

| | |
|--|-----|
| Tableau 50. Classification des jours de déversements en fonction du débit du Gave de Pau et du rapport de dilution (débit Gave/ (débit DO + débit STEP)) | 179 |
| Tableau 51. Répartition des jours de déversements en fonction du rapport de dilution | 180 |

Glossaire et abréviations

- **A4F** : Asymmetrical Flow, Field Flow Fractionation
- **ACP** : Analyse en Composante Principale
- **AEAG** : Agence de l'Eau Adour Garonne
- **CDAPP** : Communauté D'Agglomération de Pau Pyrénées
- **CTM** : Centre Technique Municipal
- **DCE** : Directive Cadre Européenne sur l'eau (directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000)
- **DCO** : Demande Chimique en Oxygène. Mesure de la matière organique présente dans une eau.
- **DO** (Déversoir d'Orage) : ouvrage d'évacuation utilisé sur un réseau d'assainissement unitaire. Il permet une protection hydraulique de la station d'épuration en rejetant directement au milieu naturel l'excès d'effluent transitant dans le réseau.
- **ECP** : Eaux Claires Parasites
- **ECP** : Equipe de Physique Chimie au sein de l'IPREM
- **EH** (Equivalent Habitant) : unité de mesure qui se base sur la quantité de pollution émise par personne et par jour.
- **ER** : Eaux de Ruissellement
- **ERU** : Eaux résiduaires Urbaines
- **EUTP** : Eaux Usées de Temps de Pluie
- **EUTS** : Eaux Usées de Temps Sec
- **FNU** : Formazine Nephelometric Unit
- **GC-MS** : couplage chromatographie en phase gazeuse avec une détection par spectroscopie de masse
- **HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
- **HPLC** : High Performance Liquid Chromatography
- **ICP-AES** : Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry
- **ICP-MS** : Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry
- **IPREM** : Institut des sciences analytiques et de physico-chimie pour l'environnement et les matériaux
- **LEMA** : Loi sur l'eau et les milieux aquatiques n°2006-1772 du 30 décembre 2006
- **LCABIE** : Laboratoire de Chimie Analytique Bio Inorganique et Environnement
- **LD** : Limite de détection
- **LQ** : Limite de quantification
- **MALLS** : Multiple Angle Laser Light Scattering
- **MES** : Matières En Suspension : Ce sont les matières non dissoutes contenues dans l'eau, soit toute particule de taille supérieure à 0,45 µm.
- **NGL** : azote global équivalent à azote total (TN ou NT)
- **NQE** : Norme de Qualité Environnemental (MA : Moyenne Annuelle, CMA : Concentration Maximale Admissible)
- **NTU** : Nephelometric Turbidity Unit
- **PCB** : Polychlorobiphényles
- **PDM** : Programme de Mesure

- **PMP** : Point de Mesures Permanent
- **POP** : Polluants Organiques Persistants
- **PR** : Poste de Relèvement
- **Q** : débit
- **Réseau séparatif** : deux réseaux de canalisations distinctes : une pour les eaux usées, une autre pour les eaux pluviales.
- **Réseau unitaire** : réseau d'assainissement dans lequel les eaux usées et les eaux pluviales transitent dans la même canalisation.
- **RUTP** : Rejet Urbain de Temps de Pluie
- **SEEE** : Système d'Evaluation de l'Etat de l'Eau
- **SEQ** : Système d'Evaluation de la Qualité de l'Eau
- **SDAGE** : Schéma Directeur D'Aménagement et de Gestion des Eaux
- **STEP** : Station d'Epuration
- **Taux de collecte** : rapport entre la pollution mesurée dans le réseau d'assainissement et la pollution produite par l'ensemble des habitants d'une zone définie.

INTRODUCTION GENERALE

1- Contexte général et questionnement scientifique

Le rejet d'effluents urbains dans le milieu aquatique est une préoccupation majeure pour le gestionnaire des réseaux d'assainissement en particulier par temps de pluie et plus particulièrement lorsque celui-ci est unitaire. En effet, le réseau unitaire recueille à la fois les eaux usées domestiques et industrielles et les eaux de ruissellement pouvant contenir des substances polluantes accumulées sur toutes les surfaces imperméabilisées (toitures, parkings, trottoirs, routes, ...) et dans les canalisations pendant les périodes de temps sec. Lors d'épisodes de pluie, une partie plus ou moins importante de ces substances est susceptible d'être remobilisée (Chebbo et al 2001 ; Rocher et al 2004). Ceci contribue alors à l'augmentation de la charge polluante des eaux transitant dans le réseau d'assainissement. Les déversoirs d'orage (DO) sont systématiquement présents dans un réseau unitaire et permettent d'évacuer rapidement l'excès d'eau vers le milieu récepteur lors des épisodes pluvieux. Ceci empêche la saturation du réseau et de la STEP et les débordements via les bouches d'égout. En revanche, cela conduit inévitablement au rejet direct, vers le milieu récepteur, d'une grande quantité d'eaux composées d'eaux usées brutes et de ruissellement qui peut induire des perturbations pour la vie aquatique ou l'usage de l'eau (alimentation en eau potable, loisirs aquatiques,...).

Dans le contexte de la Directive Cadre Européenne sur l'eau (directive 2000/60/CE du 23 octobre 2000) et dans le but de retrouver une bonne qualité des milieux récepteurs, la réduction de l'impact des effluents issus des réseaux unitaires (et séparatifs) est devenue une préoccupation importante pour de nombreuses municipalités ou communautés d'agglomérations. L'arrêté du 22 juin 2007 impose un certain nombre de contraintes réglementaires aux agglomérations au niveau de l'assainissement afin de limiter au maximum le transfert de substances toxiques vers ces milieux. Une bonne connaissance de la dynamique des réseaux d'assainissement par temps de pluie comme par temps sec est donc absolument indispensable, que ce soit sur un plan hydraulique (débits) et physico-chimique (qualité et quantité de substances indésirables). Dans le cadre de la dynamique d'un réseau d'assainissement, la dimension temporelle revêt un caractère essentiel puisque les principales variables de cette dynamique sont dépendantes de différents facteurs tels que l'intensité et la durée des épisodes de pluie, la durée de la période sèche antérieure à l'épisode de pluie, l'état d'encombrement du réseau par des sédiments, le type d'occupation du sol (zone artisanale ou commerciale, zone industrielle, zone résidentielle), de la fréquentation (trafic routier, ...) ou encore du taux d'imperméabilisation du bassin versant concerné qui génère la pollution.

Le gestionnaire de l'assainissement a donc pour mission d'estimer et de contrôler les flux polluants à traiter tout en planifiant au mieux les investissements pour l'entretien ou la réfection du réseau. L'optimisation du système de traitement des eaux usées (STEP) nécessite une gestion au plus juste du réseau en amont de celui-ci (charges organiques et hydrauliques envoyées vers la STEP ou les DO). La caractérisation qualitative et quantitative des rejets et leur dynamique temporelle doit donc être étudiée au cas par cas pour chaque système d'assainissement.

Les polluants contenus dans les rejets urbains de temps sec et de temps de pluie sont aujourd’hui assez bien caractérisés tant d’un point de vue qualitatif que quantitatif, suivant leur origine et ceci en fonction des divers types de réseaux et de niveaux d’urbanisation (Gasperi et al 2010 ; Chebbo et al 2001 ; Gromaire 1998). Il est clair aujourd’hui qu’il existe une très grande diversité spatio-temporelle dans les concentrations et le comportement d’un site à l’autre et d’un événement pluvieux à l’autre en particulier pour les réseaux unitaires par temps de pluie (Kafi et al 2008 ; Suarez and Puertas 2005 ; Barco et al 2008). Les eaux usées de temps de pluie étant composées d’eaux usées de temps sec, d’eaux de ruissellement, et de la remobilisation de matériaux accumulés dans les réseaux, leurs caractéristiques sont en rapport avec le mélange de ces différentes sources qui se caractérisent bien souvent par des concentrations variables. De ce fait, il est aisément concevable que ces mélanges puissent être eux aussi très largement variables dans l’espace et dans le temps en fonction de la proportion de chacune des sources d’apports de polluants. Il est alors préférable de caractériser chaque nouveau système d’assainissement compte tenu de la forte dépendance à des facteurs propres à chaque site.

D’autre part, les études récentes qui se sont intéressées à la détermination des contributions des différentes sources par temps de pluie soulignent que le rôle de la remobilisation dans les réseaux pourrait être prépondérant (Gromaire 1998 ; Gasperi et al 2010), même si les proportions peuvent varier (Becouze 2010). Il apparaît essentiel de préciser le rôle de cette source dans l’apport de polluant par les réseaux unitaires par temps de pluie. Accéder à cette source de façon détaillée n’est cependant pas une chose aisée, et bien souvent elle est estimée indirectement.

Néanmoins, un outil intéressant pour étudier de façon fine et continue la dynamique des effluents dans les réseaux semble émerger depuis quelques années, i.e. la mesure de la turbidité en continu. Cette mesure apparaît comme prometteuse pour estimer avec un très court pas de temps l’évolution des concentrations en MES et DCO dans les eaux usées. Les travaux récents qui se sont intéressés à cette mesure en continu suggèrent néanmoins la nécessité d’approfondir et de confirmer son utilité (Lacour 2009 ; Hannouche 2012), en particulier d’acquérir d’autres données sur des systèmes d’assainissement en réseaux unitaires afin de vérifier si l’on peut généraliser les résultats. Du fait de la spécificité de chaque capteur de turbidité et de la diversité du type de particules d’un site à l’autre Bertrand-Krajewski et al (2010) précise aussi que les relations entre paramètres optiques et concentrations en polluants doivent être établies spécifiquement pour chaque site de mesure et pour chaque capteur. D’autre part, jusqu’à présent la conversion des mesures en continu de la turbidité en concentrations en MES et en données de DCO est fréquemment basée sur un nombre limité de mesures conjointes turbidité/MES/DCO sur des échantillons discrets. Une amélioration de l’outil d’évaluation passe donc par une acquisition plus importante de données de terrain. Il est aussi proposé d’associer la mesure de conductivité conjointement à celle de la turbidité pour accéder à la fraction dissoute (Lacour 2009 ; Métadier and Bertrand-Krajewski 2012). Mais la conductivité n’a été que très peu valorisée et est souvent limitée au rang d’information complémentaire.

La recherche des facteurs ayant une forte influence sur les charges en polluants transitant dans le réseau d’assainissement par temps de pluie revêt un caractère essentiel afin de pouvoir limiter les rejets vers le milieu récepteur. Certains auteurs se sont tournés vers les outils statistiques, en particulier l’Analyse en Composantes Principales (ACP), pour essayer de prédire les charges de pollution en fonction du type d’épisode pluvieux, et de ce

fait, d'essayer d'anticiper la gestion des effluents. Pour cela des variables telles que le débit, la période de temps sec précédent l'événement, l'intensité maximum, l'intensité moyenne, la contrainte de cisaillement ont été utilisées mais cela n'a pas donné de résultats satisfaisants (Lacour et al 2008 ; Langeveld et al 2005).

En ce qui concerne le milieu récepteur, des travaux ont été menés depuis de nombreuses années en particulier pour étudier l'impact des rejets d'eaux usées. L'impact des rejets sur le milieu récepteur au niveau de DO a été mis en évidence à de nombreuses reprises (Parent-Raoult et Boisson 2007 ; Weyrauch et al 2010 ; Even et al 2007). Du fait de la réglementation en vigueur, les rejets de stations d'épuration par temps sec doivent faire l'objet d'un suivi régulier. Cependant, les études disponibles étudient plus fréquemment soit les eaux du réseau, soit le milieu récepteur sous l'angle écotoxicologique (mesure amont-aval), mais peu d'entre elles sont consacrées à l'examen conjoint des effluents et du milieu récepteur. Pourtant, cette vision globale semble indispensable pour prendre les bonnes décisions vis-à-vis de l'ensemble système d'assainissement/milieu récepteur (suppression ou déplacement d'un rejet, construction d'un bassin d'orage...). Enfin, peu de données sont disponibles quant aux contributions en termes de flux de polluants qu'ont les systèmes d'assainissement sur les milieux récepteurs associés.

2 – Objectif de la thèse

La Communauté d'Agglomération de Pau Pyrénées (CDAPP) est composée de 14 communes et compte environ 142 000 habitants qui sont raccordés au réseau d'assainissement. Le réseau est constitué de 800 kilomètres de canalisations et 75 % de la population est raccordée à un réseau unitaire. Comme un grand nombre de zones urbaines, la CDAPP doit répondre aux exigences réglementaires et aux problèmes liés aux rejets d'eaux usées.

C'est dans le contexte présenté ci dessus que la thèse intitulée « Dynamique des effluents et des contaminants associés au système d'assainissement de la Communauté d'Agglomération de Pau Pyrénées » a débuté en novembre 2009. Cette thèse, financée par la CDAPP et l'Agence de l'Eau Adour Garonne (AEAG), a été effectuée au sein de l'institut des sciences analytiques et de physicochimie pour l'environnement et les matériaux (IPREM) et au sein des équipes LCABIE (Laboratoire de Chimie Analytique Bio Inorganique et Environnement) et ECP (Equipe Chimie Physique). Elle a pour objectifs d'apporter des réponses aux questions suivantes :

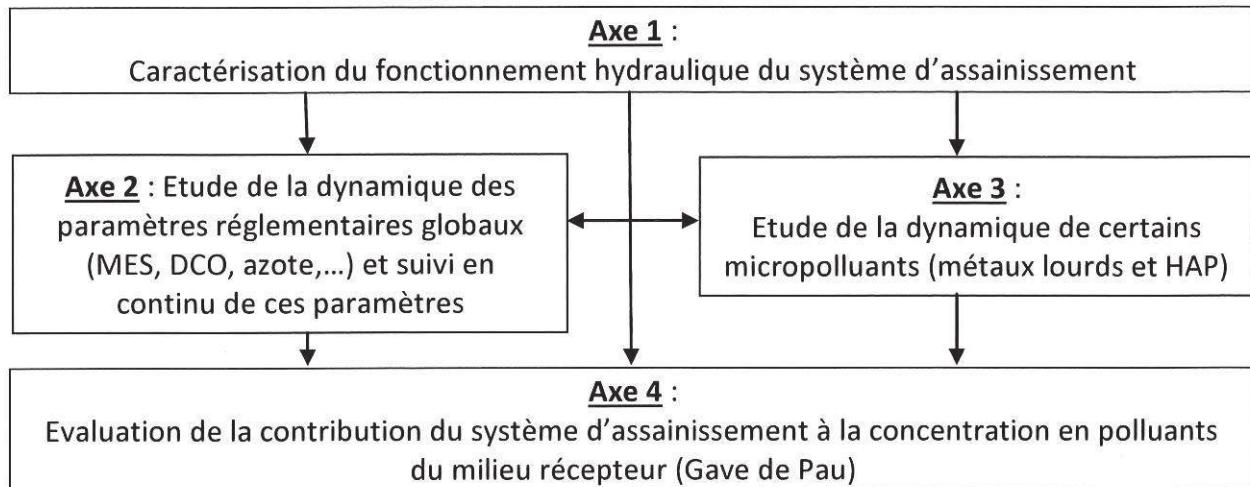
- Quelles sont les caractéristiques hydrauliques du système d'assainissement de la CDAPP en temps sec et en temps de pluie ? Quelle est la fréquence des déversements et le volume déversé ? Et enfin, quels sont les facteurs qui influencent le volume déversé ?

- Quelles sont les caractéristiques physico chimiques des eaux usées de la CDAPP (concentrations et flux de polluants), sont elles comparables aux autres études ? Quels sont les facteurs qui influencent leurs caractéristiques et comment évoluent elles par temps sec et par temps de pluie ?

- La mesure en continu de la turbidité pour suivre la qualité des eaux usées a fait ses preuves sur certains bassins versants, cette mesure est elle utilisable sur n'importe quel site ? La mesure en continu peut-elle permettre d'évaluer l'importance de la remobilisation des polluants dans le réseau ? Qu'en est-il de la pollution transitant sous forme dissoute ?

- Le Gave de Pau est le principal cours d'eau traversant le site d'étude, il reçoit de nombreux rejets de DO. Quelle est la contribution de ces rejets sur les flux de polluants présents dans ce cours d'eau et quelle est la variabilité de celle-ci au cours du cycle hydrologique annuel ?

Au regard des connaissances actuelles, des besoins de la CDAPP et aux questionnements scientifiques, **les objectifs de la thèse** peuvent être récapitulés en quatre axes, articulés entre eux de la manière suivante :



L'axe 1 a pour but l'étude détaillée du réseau d'assainissement sur le plan hydraulique. Par temps sec, la caractérisation du cycle hydrologique journalier et de la production d'eaux usées ainsi que l'évaluation de l'importance des eaux claires parasites (ECP) sont des points clés. Dans un deuxième temps, l'objectif est la caractérisation des événements pluvieux en fonction de leur période de retour afin de pouvoir mettre en relation les caractéristiques des déversements avec celles des événements pluvieux. Ces données pourront servir à mener des études statistiques permettant une meilleure compréhension des phénomènes de déversement. Ces connaissances sont indispensables dans l'optique d'une optimisation du fonctionnement hydraulique du système d'assainissement. La connaissance des débits est également une donnée de base pour la suite de l'étude notamment pour le calcul des flux de polluants.

En résumé, les principaux points détaillés dans cet axe sont :

- Caractérisation hydraulique du système d'assainissement de la CDAPP (par temps sec et par temps de pluie),
- Caractérisation des précipitations,
- Etude des déversements via les DO associés à ces précipitations,
- Etude des paramètres influençant les déversements.

L'axe 2 concerne l'étude des paramètres globaux pris en compte dans la réglementation (MES, DCO et azote). Cet axe est composé de deux parties. Premièrement, l'objectif est de déterminer les concentrations et la dynamique de ces polluants dans le système d'assainissement de la CDAPP en fonction de différents paramètres : conditions climatiques, périodes de la journée et nature du bassin versant (résidentiel ou industriel) grâce à des prélèvements ponctuels suivis d'analyse en laboratoire. Ces données serviront à caractériser le site d'étude et à le comparer à la littérature. S'agissant d'une zone d'étude nouvelle ayant ses caractéristiques propres (superficie, climat, occupation du sol et densité de population) l'objectif sera de comprendre la variabilité de concentration entre différents sites.

Le deuxième objectif de cet axe est d'évaluer la faisabilité de la mesure en continu des polluants (MES et DCO) via la turbidité. De la même manière, l'utilisation de la conductivité pour évaluer la pollution transitant sous forme dissoute sera intégrée aux objectifs de cette partie. L'intérêt de la mesure en continu est de pouvoir étudier à un pas de temps court de longues périodes regroupant une variété importante de conditions climatiques. Cela permet de pouvoir travailler précisément sur la dynamique des polluants dans le réseau d'assainissement et d'étudier les phénomènes d'érosion ou de sédimentation des particules et de calculer des flux polluants. La constitution d'importantes bases de données permet enfin de chercher à mettre en évidence les paramètres influençant les concentrations de ces polluants.

Les points clé de cet axe sont :

- Caractérisation des eaux usées vis-à-vis des paramètres globaux (MES, DCO et azote) au cours de la journée et lors de différentes conditions climatiques,
- Etude de la variabilité des concentrations en fonction du bassin versant et du site d'étude,
- Evaluation de la faisabilité de la mesure en continu des MES et de la DCO via la turbidité sur un nouveau site d'étude,
- Recherche d'un indicateur de la pollution transitant sous forme dissoute,
- Etude statistique des paramètres influençant les concentrations en polluants.

L'axe 3 a pour but l'étude de certains micropolluants tels que les métaux lourds et les HAP dans l'ensemble du système d'assainissement. De la même manière que pour l'axe 2, l'objectif est de déterminer les concentrations, la dynamique et les flux de ces polluants au cours de la journée et lors de différentes conditions climatiques. Différents bassins versants aux caractéristiques différentes seront étudiés. Ces informations permettront une comparaison avec d'autres sites d'étude et permettront d'étudier l'origine de ces polluants. Pour les métaux, une attention particulière est portée sur les formes de transport de ces polluants (phase particulaire, colloïdale ou dissoute) qui est un point important pour leur disponibilité.

Principales actions menées au sein de l'axe 3 :

- Caractériser le site d'étude et le comparer à la littérature,
- Influence des conditions climatiques sur les flux de polluants,
- Etude des facteurs qui influencent la concentration en polluants,
- Etude des métaux associés aux colloïdes.

L'axe 4 est relatif à l'étude de la contribution du système d'assainissement au milieu récepteur : le Gave de Pau. Les axes 1, 2 et 3 ayant permis d'estimer les flux de polluants rejetés par le réseau d'assainissement. Dans cette dernière partie, l'estimation des flux de polluants dans le Gave de Pau en amont de la CDAPP permettra d'apprécier quelle est la contribution du système d'assainissement dans différentes conditions hydroclimatiques.

Les objectifs de ce dernier axe sont :

- Calculer la contribution de la CDAPP sur le flux de polluant du milieu récepteur,
- Mettre en évidence les périodes critiques de déversements qui ont une contribution importante sur le milieu récepteur.

Finalement, cette thèse a pour objectif de fournir des informations concrètes à la CDAPP, qui est l'organisme financeur, afin que celle-ci puisse évaluer la pertinence de mettre en place d'éventuelles opérations d'optimisation. Elle a également l'objectif de fournir de nouvelles informations scientifiques concernant les eaux résiduaires urbaines notamment en ce qui concerne le rôle de la remobilisation dans le réseau, la dynamique des polluants et les facteurs qui influencent les concentrations en polluants, les déversements et les périodes critiques au niveau de la contribution des rejets d'assainissement vers le milieu récepteur associé.

Cette thèse s'articule autour de cinq chapitres présentés ci dessous.

Le premier chapitre présente des éléments bibliographiques relatifs aux différents points abordés au cours de cette thèse après avoir rappelé le contexte réglementaire lié à l'assainissement et à la Directive Cadre sur l'eau. Les rappels bibliographiques portent sur la caractérisation physico chimique des eaux usées, leur suivi en continu et l'étude du milieu soumis à des rejets d'eaux usées.

Le second chapitre aborde l'ensemble des matériels et méthodes utilisés au cours de cette thèse. Il présente le site d'étude, l'ensemble des installations, des équipements et des méthodes et outils analytiques employés. Il détaille les stratégies d'échantillonnage (réseau et milieu récepteur) ainsi que le traitement des données acquises au cours de cette thèse (outils statistiques, courbes masse/volume).

Le troisième chapitre de la thèse est relatif aux axes 1, 2 et 3. Il présente l'ensemble de la caractérisation hydraulique et physico chimique des eaux résiduaires urbaines de la CDAPP. L'étude des paramètres globaux (MES, DCO et azote total), des métaux puis des HAP est présentée par temps sec et par temps de pluie.

Le quatrième chapitre présente l'ensemble des résultats obtenus au niveau de la mesure en continu de la turbidité et de la conductivité dans le réseau d'assainissement. Une exploitation de ces données à différentes échelles de temps (plusieurs mois, un mois et un événement pluvieux) est proposée (axe 2).

Enfin le cinquième chapitre est composé de deux parties. Premièrement, des campagnes de prélèvements ponctuelles ont permis d'estimer la contribution des rejets sur le flux de polluants dans le Gave de Pau. Deuxièmement, la contribution a été estimée jour par jour sur une période annuelle grâce aux mesures en continu mises en place lors de cette thèse (axe 4).

Pour finir, la conclusion générale de la thèse récapitule les principaux résultats obtenus et propose des perspectives de recherche et des propositions d'actions que pourrait mettre en place le gestionnaire du système d'assainissement de la CDAPP.

1 ETUDE BIBLIOGRAPHIQUE

Ce premier chapitre présente dans un premier temps les principaux textes réglementaires relatifs à l'assainissement et à la protection du milieu récepteur. Il récapitule ensuite les données de la littérature scientifique concernant l'étude menée. Cette deuxième partie se consacre plus particulièrement aux caractéristiques des eaux usées urbaines à la fois au niveau de paramètres physico chimiques globaux (MES, DCO et azote notamment) ainsi que de certains micropolluants d'ores et déjà intégrés dans la réglementation sur l'eau (HAP, métaux). Le suivi en continu des concentrations en polluants dans les eaux usées via des mesures indirectes en ligne (turbidité et conductivité) ainsi que l'impact des rejets d'eaux usées sur les milieux récepteurs sont ensuite abordés. Enfin, la dernière partie développe, au vu des résultats présents dans la littérature et des objectifs énoncés précédemment, l'originalité de ce travail.

1.1 Cadre réglementaire

La CDAPP comme toutes les villes et agglomérations, doit respecter différents textes réglementaires relatifs à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées, ainsi qu'à la protection des milieux naturels. Les principaux textes dans ces domaines sont récapitulés ci-dessous.

1.1.1 Textes relatifs au système d'assainissement

- La directive Européenne n°91/271 du 21 mai 1991 dite Directive « eaux résiduaires urbaines » est un texte ambitieux qui impose des obligations de collecte et de traitement des eaux usées. Les niveaux de traitement requis et les dates d'échéance de mise en conformité sont fixés en fonction de la taille des agglomérations et de la sensibilité du milieu récepteur du rejet final. Ces obligations ont été transcrites en droit français par la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau.

Entre autres obligations, les communes doivent :

- définir des zones d'assainissement collectif et non collectif et adapter la collecte et le traitement en fonction de chaque système,
- définir des zones où il est nécessaire de prévoir des installations pour la collecte voire le traitement des eaux pluviales,
- traiter les eaux usées collectées par les réseaux d'assainissement,
- contrôler la réalisation et l'entretien des systèmes d'assainissement collectif.

- L'arrêté préfectoral n°02/EAU/16 du 24 avril 2002 précise des obligations concernant les surverses du système de collecte (Article 9) : la CDAPP « tient régulièrement à jour la liste des déversoirs d'orage, le flux collecté par le tronçon de collecte concerné, le débit de référence de l'ouvrage, le nombre moyen de déversements annuels et le flux annuel maximal de pollution rejeté ».

- **L'arrêté du 22 juin 2007** est relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations. Ce texte impose de façon très précise à la collectivité les actions à mettre en œuvre pour assurer le contrôle du respect de ses obligations réglementaires en application des articles R.2224-10 à 15 du code général des collectivités territoriales.
Plusieurs articles de l'arrêté du 22 juin 2007 portent sur les dispositions générales relatives à l'organisation de la surveillance des systèmes de collecte :

➤ Extrait de l'article 5 : Les systèmes de collecte doivent être conçus, dimensionnés, réalisés, entretenus et réhabilités conformément aux règles de l'art et de manière à :

- éviter tout rejet direct ou déversement en temps sec de pollution non traitée ;
- éviter les fuites et les apports d'eaux claires parasites risquant d'occasionner un dysfonctionnement des ouvrages ;
- acheminer à la station d'épuration tous les flux polluants collectés, dans la limite au minimum du débit de référence.

➤ Extrait de l'article 8 : Les réseaux d'assainissement collectant les eaux usées de plus de 100 000 EH doivent être munis de dispositifs de mesure de débit aux emplacements caractéristiques du réseau, y compris sur le déversoir d'orage situé en tête de station.

➤ Extrait de l'article 17 : En vue de la réalisation de la surveillance des ouvrages d'assainissement et du milieu récepteur des rejets, l'exploitant rédige un manuel décrivant de manière précise son organisation interne, ses méthodes d'exploitation, de contrôle et d'analyse, la localisation des points de mesures et de prélèvement.

➤ Extrait de l'article 18 : Les déversoirs d'orage et dérivations éventuelles situés sur un tronçon destiné à collecter les eaux usées de plus de 2 000 EH mais inférieure ou égale à 10 000 Equivalents Habitants (EH) font l'objet d'une surveillance permettant d'estimer les périodes de déversement et les débits rejetés.

Les déversoirs d'orage et dérivations éventuelles situés sur un tronçon destiné à collecter les eaux usées de plus de 10 000 EH font l'objet d'une surveillance, permettant de mesurer en continu le débit et d'estimer la charge polluante (MES, DCO) déversée par temps de pluie ou par temps sec.

➤ Extrait de l'article 20 : Lorsqu'en raison des caractéristiques des effluents collectés et de celles des eaux réceptrices des rejets, les DO risquent d'accroître notamment la concentration dans les eaux réceptrices, un suivi approprié du milieu récepteur des rejets est réalisé régulièrement par le maître d'ouvrage.

- **La Circulaire du 29 septembre 2010** est relative à la surveillance de la présence de micropolluants dans les eaux rejetées au milieu naturel par les stations de traitement des eaux usées. Elle précise les modalités de mise en place d'une surveillance de la présence de certains micropolluants (106 substances) dans les eaux rejetées au milieu naturel par les stations de traitement des eaux usées. La mise en place de cette circulaire est effective depuis 2012, elle prévoit quatre campagnes d'analyses des 106 substances en sortie de STEP.

1.1.2 Protection des milieux aquatiques

• La directive Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (dite « DCE ») fixe 4 objectifs environnementaux :

- la non détérioration des ressources en eau,
- l'atteinte du « **bon état écologique** » des milieux aquatiques de l'Union Européenne en 2015,
- la réduction ou la suppression de la pollution pour les substances prioritaires,
- le respect de toutes les normes, d'ici 2015, dans les zones protégées.

Entre 1971 et 2007, différents outils de surveillance et d'évaluation de la qualité des eaux de rivière se sont succédés (la grille multi-usages, dite « grille 71 » ; le Système d'Evaluation de la Qualité (SEQ) ; le Système d'Evaluation de l'Etat de l'Eau (SEEE)).

Depuis 2007, c'est la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) qui est appliquée. Cette directive introduit la notion d'évaluation de l'«état global» des masses d'eau. Elle met en œuvre de nouvelles règles d'évaluation de l'état des eaux via le SEEE. Pour les eaux superficielles, l'atteinte du « bon état » est exigée pour toutes les masses d'eau en 2015, il consiste à la fois en :

- un « **bon état chimique** » de l'eau, lorsque sont respectées certaines concentrations de substances prioritaires fixées par la directive européenne 2008/105/CE du 16 décembre 2008. Cette Directive fixe les normes de qualité environnementale (NQE) dans le domaine de l'eau pour les substances prioritaires et les polluants mentionnés par la DCE. Pour chaque substance, une valeur moyenne annuelle (NQE MA) et une concentration maximale admissible (NQE CMA) sont fixées. Il suffit qu'un paramètre dépasse le seuil fixé pour que le cours d'eau ne soit pas considéré en bon état.
- et un « **bon (ou très bon) état écologique** » apprécié selon des critères physico chimiques, biologiques, hydromorphologiques et les polluants spécifiques.

Le ministère chargé de l'environnement a publié en mars 2009 un guide technique décrivant les règles d'évaluation de l'état écologique et de l'état chimique des eaux douces de surface, ce guide sert de base à **l'arrêté du 25 janvier 2010** relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface.

La DCE fixe comme objectif le retour au bon état écologique et chimique de toutes les masses d'eau d'ici 2015. Les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) sont les documents qui planifient la gestion des ressources et des milieux aquatiques en vue d'atteindre les objectifs de la DCE. Il y a un SDAGE par bassin versant. Les programmes de mesures (PDM) sont les actions opérationnelles associées à chaque SDAGE. Le SDAGE du Bassin Adour-Garonne prévoit les modalités pour qu'au moins 60 % des 2 808 masses d'eau soient en bon état d'ici 2015 (Comité du bassin Adour Garonne, 2010).

• La Loi sur l'eau et les milieux aquatiques (Lema) n°2006-1772 du 30 décembre 2006 est une loi française ayant pour fonction de transposer en droit français la directive cadre européenne sur l'eau d'octobre 2000, afin d'arriver aux objectifs qu'elle a posés, notamment le bon état des eaux d'ici 2015.

- L'arrêté du 25 janvier 2010 est relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface. Il définit les méthodes et critères servant à caractériser les différentes classes d'état écologique, d'état chimique et de potentiel écologique des eaux de surface.

1.2 Caractérisation des effluents urbains

Les effluents urbains sont composés de trois types d'eaux : eaux usées de temps sec, eaux de ruissellement et eaux usées de temps de pluie.

Les **eaux usées de temps sec** (EUTS) ou eaux résiduaires urbaines (ERU) proviennent principalement des activités domestiques et industrielles. La qualité de ces eaux, les polluants présents et leurs concentrations sont donc fonction de la densité de population, du type d'activité sur le bassin versant... Leur apport varie en fonction de l'utilisation de l'eau par les ménages ou les industries. Les eaux claires parasites (ECP) sont des eaux de la nappe phréatique qui s'infiltrent dans les canalisations, elles font également partie des eaux usées de temps sec. Ces eaux sont généralement moins concentrées en polluants que les eaux provenant des ménages et des industries et peuvent contribuer à diluer l'effluent. Leur apport est constant au fil de la journée, néanmoins, il varie en fonction de la hauteur de la nappe phréatique et de la qualité du réseau.

Les **eaux de ruissellement** (ER) correspondent aux eaux précipitées sur le bassin versant et qui rejoignent le réseau d'assainissement après avoir ruisselé sur les surfaces imperméabilisées (chaussées, toitures...). Durant leurs parcours, ces eaux peuvent se charger de divers types de polluants. Effectivement, au cours des périodes de temps sec, divers types de polluants peuvent s'accumuler sur les surfaces imperméabilisées : dépôts atmosphériques de temps sec, particules métalliques ou hydrocarbures liés à la circulation automobile, déjections animales,... Ces eaux entraînent alors ces polluants durant le ruissellement, elles peuvent également éroder les surfaces sur lesquelles elles ruissent ce qui contribue à augmenter leur charge polluante. Dans le cas d'un réseau d'assainissement séparatif, ces eaux s'écoulent généralement directement vers le milieu récepteur via des canalisations spécifiques (dit réseau pluvial). Dans le cas d'un réseau d'assainissement unitaire les eaux de ruissellement rejoignent la même canalisation que les eaux usées de temps sec.

Dans un réseau d'assainissement unitaire, les **eaux usées de temps de pluie** (EUTP) correspondent au mélange des eaux usées de temps sec ainsi que des eaux de ruissellement. Pour ces eaux, une source de pollution supplémentaire est présente. Il s'agit de l'érosion éventuelle des sédiments accumulés dans le réseau d'assainissement par temps sec et érodés lors d'un épisode pluvieux. Il s'agit d'une source de pollution pouvant être importante (Gasperi et al 2010).

1.2.1 Les paramètres globaux (MES, DCO et azote (N))

Les paramètres réglementaires globaux sont les paramètres physico-chimiques classiques habituellement mesurés à l'issue des campagnes de prélèvements, il s'agit notamment des MES (Matières En Suspension), de la DCO (Demande Chimique en Oxygène) et de l'azote. Grâce aux études menées depuis la fin des années soixante en France et à l'étranger, les polluants des rejets urbains de temps sec et de temps de pluie sont aujourd'hui assez bien caractérisés tant d'un point de vue qualitatif que quantitatif, suivant leur origine et ceci en fonction des divers types de réseaux et de niveaux d'urbanisation. Dans ce paragraphe, une attention particulière a été portée sur l'apport en polluants lié aux épisodes pluvieux en particulier si le réseau d'assainissement est unitaire.

➤ Concentrations

Le Tableau 1 présente des gammes de concentrations, en MES, DCO et azote dans des eaux usées de temps sec (EUTS), les eaux de ruissellement (ER) et les eaux usées de temps de pluie (EUTP) obtenues lors de différentes études sur différents sites.

Tableau 1. Concentrations en MES, DCO et azote Kjeldahl (NTK) dans les eaux usées de temps sec (EUTS), les eaux de ruissellement (ER) et les eaux usées de temps de pluie (EUTP) de différentes études (plage des valeurs : min - max, (moyenne) [médiane])

| Site | MES (mg/L) | DCO (mg O ₂ /L) | NTK (mg/L) | Références |
|---|-------------------------|-------------------------------|--|---|
| EUTS unitaire urbain dense Marais, Paris | 111-194 (157) | 246-465 (375) | 10-12 (NH ₄ ⁺) | (Gromaire 1998) |
| EUTS unitaire urbain dense Clichy, France | 68 – 220 (127) | 250 – 400 (315) | 37-48 (42) [42] | (Zgheib 2009) |
| EUTS séparatif pavillonnaire Sucy en Brie, France | 180 – 420 (350) | 380 – 910 (715) | 46-101 (74,5) [75,5] | (Zgheib 2009) |
| EUTS Iran | 133 – 302 (215) | 237 – 612 (443) | - | (Taebi et Droste 2004) |
| EUTS Suède (Eaux grises) | 570 – 700 (630) | 495 – 682 (588) | 9-11 (9,7) | (Palmquist et Hanaeus 2005) |
| EUTS Suède (Eaux noires) | 920-4320 (3180) | 806 – 3138 (2260) | 130-180 (150) | |
| EUTS Quais (402 ha) Paris | 173-238 [188] | 347-597 [388] | 35-42 [37] | (Kafi-Benyahia 2006) Plage de valeurs : d10-d90 [médiane] |
| EUTS Clichy aval (2581 ha) Paris | 191-243 [208] | 340-473 [403] | 34-43 [36] | |
| ER Résidentielle/commerciale, Royaume Unis | 21 – 2 582 (90) | 20 – 365 (85) | - | (Ellis et Mitchell 2006) |
| ER centre commercial France | 45 – 242 (129) | 95 – 395 (199) | - | (D'Elboeuf et al 2004) |
| ER Autoroute/nationale, Royaume Unis | 4 – 5 700 (195) | 28 – 171 (137) | - | (Ellis et Mitchell 2006) |
| ER autoroutes Californie, USA | 1 – 2 988 (113) [59] | 1 – 483 (19) [13] | 0,1-17,7 (2) [1,4] | (Kayhanian et al 2007) |
| ER Le Marais Paris | 30-75 (36) | 43-113 (56) | - | (Gasperi et al 2006a) |
| ER réseau séparatif Paris | 11 – 430 (153) | 14 – 320 (131) | - | (Zgheib 2009) |
| ER Siosepol Iran | 43-467 (161) | 139-2542 (561) | 1,2-22,4 (6,6) | (Taebi and Droste 2004) |

| Site* | MES (mg/L) | DCO (mg O ₂ /L) | NTK (mg/L) | Références |
|----------------------------|------------------------------|-------------------------------|------------------------|--|
| EUTP Madrid | (550) | (694) | | (Suarez et Puertas 2005) |
| EUTP Le Marais Paris | 110-520 [210] | 200-645 [330] | - | (Chebbo et al 2001) d10-d90** [médiane] |
| EUTP résidentiel Italie | 20 – 3 880 (507) [335] | 28 – 5 080 (563) [330] | 1,5-129 (21,7) [18] | (Braco et al 2008) |
| EUTP Le Marais Paris | 174-403 (279) | 286-633 (432) | | (Gasperi et al 2006a) |
| EUTP Ecully Lyon France | 57-284 [131] | 104-494 [231] | - | (Becouze 2010) |
| EUTP Quais (402 ha) Paris | 186-356 [265] | 292-514 [336] | 18-32 [24] | (Kafi et al 2008) Plage de valeurs : d10-d90 [médiane] |
| EUTP Clichy aval (2581 ha) | 203-297 [259] | 286-487 [386] | 14-31 [25] | |

* Il s'agit de la suite du Tableau 1

** d 10 : valeur pour laquelle 10 % des résultats sont inférieurs, d 90 : valeur pour laquelle 10 % des résultats sont supérieurs

Remarque : Par souci de simplification, dans l'ensemble du document, les expressions « concentration en DCO » et « valeur de la DCO » seront utilisées bien que la seconde expression soit la plus appropriée.

Plusieurs points peuvent être soulignés :

- Pour les eaux usées de temps sec, les concentrations moyennes en MES, DCO et azote varient faiblement (d'un facteur 1,5 au maximum entre les études). Un ordre de grandeur de 200 mg/L pour les MES et de 380 mg O₂/L pour la DCO est observé. Pour chaque étude, des variations entre les valeurs minimales et maximales sont observées (rapport maximal de 4 entre la valeur maximale et minimale). Les concentrations maximales sont observées sur un réseau séparatif dans un bassin versant pavillonnaire. Sur ce bassin versant, les concentrations sont supérieures à ce qui est observé dans les autres études d'un facteur 1,5 à 2 (Zgheib 2009). Cependant, peu d'informations permettent d'expliquer cette différence si ce n'est éventuellement le niveau de dilution de ces eaux. L'étude menée par Palmquist et Hanaeus (2005) est relative à l'étude des eaux grises (douches, éviers, lavabos,...) et des eaux noires (toilettes) pour un même quartier avec un réseau ne présentant quasiment aucune fuite (réseau neuf). Cette étude permet entre autre d'étudier l'origine des polluants domestiques. Les concentrations de MES, de DCO et d'azote dans les eaux noires sont largement supérieures à celles de toutes les autres études (facteur de 4 à 10) ce qui indique qu'il s'agit de l'apport principal de polluants.

- Dans les eaux de ruissellement, une forte variation de concentration peut être observée (d'un facteur 10 entre les valeurs moyennes des différentes études). Ces variations sont observées d'un site à l'autre mais également au sein d'un même site de mesure avec un rapport pouvant être supérieur à 100 entre la concentration minimale et maximale. La grande variabilité des concentrations dans le temps et l'espace peut s'expliquer par une très

large diversité qualitative et quantitative des sources de polluants mobilisables sur les zones imperméabilisées.

Pour tous les paramètres, les valeurs de concentration moyennes et minimales sont inférieures à celles mesurées dans les eaux usées de temps sec (d'un facteur allant de 2 à 10). En revanche, dans les eaux de ruissellement prélevées sur les routes et autoroutes des concentrations importantes (jusqu'à 5000 mg/L) en MES ont été observées. Ces concentrations peuvent alors être 10 fois supérieures à celles observées dans les eaux usées de temps sec. Cependant, les concentrations maximales de DCO et d'azote restent nettement inférieures à celles des eaux usées de temps sec (facteur 2 à 10). En raison des phénomènes de lessivage des toitures et des chaussées, les MES transportées en période pluvieuse sont beaucoup plus minérales que celles des eaux usées de temps sec ce qui explique les faibles teneurs en DCO et azote observées (Gromaire et al 2001). Seule l'étude menée en Iran par Taebi et Droste (2004) présente une évolution différente. Effectivement, la concentration de DCO et d'azote des eaux de ruissellement est particulièrement importante par rapport aux autres études (facteur 3). Les auteurs indiquent que ce phénomène peut venir de la présence relativement importante de détritus dans les rues. La variabilité des concentrations observée est donc fonction des caractéristiques du bassin versant étudié (occupation du sol et coefficient d'imperméabilisation notamment).

- Les eaux usées de temps de pluie étant composées d'eaux usées de temps sec, d'eaux de ruissellement, et de la remobilisation de matériaux accumulés dans les réseaux, leurs caractéristiques est en rapport avec le mélange de ces différentes sources. De ce fait, il est aisément concevable que ces mélanges puissent être très largement variables dans l'espace et dans le temps en fonction de la proportion de chacune des sources d'apports de polluants. Les résultats maximaux obtenus par Barco et al (2008) sont largement supérieurs (facteur 2 à 10) à ceux des autres études. Une des explications possibles pour expliquer cette différence est la différence entre les événements pluvieux étudiés. Par exemple l'événement pluvieux le plus important échantillonné par Barco et al (2008) est de 38,8 mm et possède une durée de temps sec précédente de 29,9 jours. A titre de comparaison, pour un événement de hauteur similaire (39,7 mm) la durée de temps sec dans l'étude de Becouze (2010) est de seulement 2,4 jours. Cette différence de temps sec est probablement un des facteurs qui explique les différences de concentrations observées. Il s'agit cependant d'une supposition puisque cela n'a pas été détaillé par les auteurs.

Kafi et al (2008) a étudié six bassins versant de taille croissante et intégrés les uns dans les autres sous forme de « poupées Russes » à Paris. Le plus petit est celui du Marais : 42 ha et le plus grand est celui de Clichy aval : 2581 ha. Cette étude permet d'avoir un nombre important de données pour plusieurs paramètres en fonction de la taille du bassin versant. Il apparaît que la taille du bassin versant n'est pas un facteur prédominant dans l'évolution des concentrations en polluants. Sur ces bassins versants, les concentrations évoluent peu pour un même paramètre (facteur inférieur à 2). L'exemple du bassin versant des quais et de Clichy aval est présenté dans le Tableau 1.

➤ Flux par temps de pluie

Afin de comparer différents bassins versants une donnée régulièrement utilisée est le flux de polluant par hectare imperméabilisé. Il peut être exprimé par an (Tableau 2) ou par événement pluvieux (Tableau 3).

Tableau 2. Gammes de flux polluants annuels à l'aval des bassins versants séparatifs et unitaires (kg/an/ha imperméabilisé) (Ellis 1991, Philippe et Ranchet 1987, Chocat 1992)

| Paramètres (kg/an/ha imperméabilisé) | Rejets pluviaux séparatifs | Rejets pluviaux unitaires |
|---|----------------------------|---------------------------|
| MES | 350 – 2300 | 100 – 3500 |
| DCO | 22 – 1100 | 62 – 2000 |
| N-NH ₄ ⁺ | 1 – 25 | 15 – 85 |

Les flux polluants sont nettement supérieurs pour les rejets pluviaux unitaires que pour les rejets pluviaux séparatifs (rapport proche de 4 dans certains cas). Cette différence est essentiellement due à la présence d'eaux usées de temps sec dans les rejets unitaires ainsi qu'à la présence de dépôts dans les collecteurs. Comme cela a été observé pour les concentrations une forte variation de flux est constatée (facteur 35) fonction des caractéristiques du bassin versant et de l'événement pluvieux.

Le flux de polluant peut également être exprimé en kg /ha actif (imperméabilisé)/ événement pluvieux, les résultats sont présentés dans le tableau ci-dessous.

Tableau 3. Flux par hectare actif par événement en MES, DCO et NTK mesurés par temps de pluie pour différentes études (d10-d90 [médiane])

| Flux (kg/ha actif/événement) | MES | DCO | NTK | Référence |
|-------------------------------------|---------------|---------------|------------------|-------------------|
| Marais (unitaire) Paris | 15-56 [31] | 23-90 [45] | 1,3-3,9 [1,9] | Kafi et al (2008) |
| Clichy aval (unitaire) Paris | 20-55 [34] | 36-80 [55] | 2-4,2 [3,2] | |
| Ecully (Unitaire) Lyon | 2-17 [6] | 3-48 [12] | - | Bécouze (2010) |
| Chassieu (Séparatif) Lyon | 0,1-25 [5] | 0,2-20 [5] | - | |

L'étude menée sur des bassins versants lyonnais indique des valeurs plus faibles que celles de l'étude menée à Paris (d'un facteur 5 environ). Cette différence s'explique probablement par les différences d'activités (trafic routier), par la nature des surfaces imperméabilisées (toitures, chaussées). Enfin, une différence importante de coefficient d'imperméabilisation est observée entre les différents bassins versants (0,78 sur le bassin versant du Marais à Paris et de 0,4 à Chassieu et de 0,15 à Ecully à Lyon). Cet exemple illustre la différence de flux en fonction des caractéristiques du bassin versant.

➤ Répartition dissous/particulaire

L'étude de la répartition des polluants entre la phase dissoute et la phase particulaire est un point important en vue de l'optimisation de leur gestion (dans l'objectif d'un traitement par décantation par exemple). Le seuil de coupure pris en général entre ces deux phases est de 0,45 µm.

Le Tableau 4 présente la part de polluants liés aux particules dans les eaux usées de temps sec d'après l'étude de Kafi et al (2008).

Tableau 4. Répartition dissous/particulaire des polluants dans les effluents urbains issus de différents bassins versants parisiens par temps sec et par temps de pluie (Kafi et al 2008)

| Pourcentage de pollution liée aux particules (médiane) | DCO | | NTK | |
|--|-----------|----------------|-----------|----------------|
| | Temps sec | Temps de pluie | Temps sec | Temps de pluie |
| Marais | 73 | 83 | 18 | 40 |
| Quais | 74 | 79 | 19 | 37 |
| Clichy aval | 81 | 82 | 23 | 37 |

Par temps sec, la DCO est essentiellement liée aux particules (de 73 à 81 %). L'azote suit une tendance différente car il est essentiellement présent sous forme dissoute : de 78 à 84 %. Par temps de pluie, la part de polluants présents dans la phase particulaire varie de 79 à 83 % pour la DCO et de 37 à 40 % pour l'azote. D'après l'auteur, cette augmentation peut être due à la remise en suspension de dépôts présents dans le réseau ou à l'adsorption des polluants dissous sur les particules durant leur transfert dans le réseau.

Ce type de répartition est représentatif de ce qui est observé dans la littérature. Effectivement, d'autres auteurs tels que Gromaire (1998), Kafi et al (2008) ou encore Chebbo et al. (1990) observent des résultats comparables en termes de répartition dissous/particulaire.

➤ Origine des polluants par temps de pluie

Afin de mieux cerner la dynamique des polluants par temps de pluie dans un réseau d'assainissement unitaire la détermination de leur origine est un point important. Le Tableau 5 présente la contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et du stock de dépôt dans le réseau en MES, DCO, et NTK (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100 %) par Gasperi et al (2010).

Tableau 5. Apport relatif par les eaux usées, le ruissellement et la remise en suspension des dépôts du réseau pour les flux de polluants de temps de pluie pour trois bassins versants unitaires parisiens (Gasperi et al 2010) (médiane en %)

| | MES | | | NTK | | | DCO | | |
|--------------------|------------|-------|--------|------------|-------|--------|------------|-------|--------|
| | Eaux usées | Ruis* | Réseau | Eaux usées | Ruis* | Réseau | Eaux usées | Ruis* | Réseau |
| Marais | 21 | 9 | 70 | 58 | 7 | 35 | 35 | 10 | 55 |
| Quais | 40 | 12 | 48 | 70 | 5 | 25 | 52 | 13 | 35 |
| Clichy aval | 37 | 12 | 51 | 60 | 6 | 34 | 50 | 10 | 40 |

* : Ruis = apport provenant du ruissellement

Les MES et la DCO suivent une tendance similaire : de manière générale, l'essentiel de la pollution provient majoritairement de l'érosion des stocks du réseau (de 35 à 70 %) puis de l'apport par les eaux usées (de 21 à 52 %), le ruissellement quand à lui a une contribution relativement faible (de 9 à 13 %). Ces résultats sont en accord avec ceux obtenus par Gromaire (1998), lors de cette étude menée sur le bassin versant du Marais, pour 31 événements pluvieux, en moyenne : 63 % des MES et 49 % de la DCO provenaient de l'érosion des dépôts présents dans les collecteurs.

Les origines de l'azote par temps de pluie ne sont pas les mêmes. 58 à 70 % de l'azote provient des eaux usées, 25 à 35 % de la remise en suspension des sédiments du réseau et seulement 5 à 7 % du ruissellement. Au vu de ces résultats et d'après les conclusions de ces études, la superficie du bassin versant n'a pas d'influence sur l'origine des polluants par temps de pluie (ruissellement, eaux usées et remise en suspension des sédiments).

Le Tableau 6 présente les résultats obtenus par Becouze (2010) sur le site d'Ecully à Lyon (réseau unitaire). Cette étude détaille plus particulièrement les apports dus aux retombées atmosphériques sèches de temps sec et aux eaux météoriques.

Tableau 6. Sources de MES et de DCO, bassin versant d'Ecully, Lyon (Becouze 2010)

| Sources (médiane en %) | MES | DCO |
|---------------------------------------|-----|-----|
| Eaux usées temps sec | 41 | 41 |
| Retombées atmosphériques de temps sec | 3 | 5 |
| Eaux météoriques | - | 3 |
| Contribution du bassin versant | 56 | 51 |

Les résultats mettent en évidence la faible contribution des eaux météoriques et des retombées atmosphériques de temps sec sur les flux de RUTP. Dans cette étude, l'auteur regroupe l'apport dû au ruissellement sur les surfaces imperméabilisées et l'érosion des stocks du réseau sous le terme de contribution du bassin versant. Pour la DCO comme pour les MES, c'est ce paramètre qui est prépondérant (56 %), suivi de près (41 %) par l'apport des eaux usées de temps sec.

L'auteur indique que les dépôts dans le réseau sont faibles sur ce bassin versant (réseau pentu, faible accumulation) et que cet apport est donc essentiellement dû au ruissellement. Ce résultat est contraire à ce qui a été obtenu par Gasperi et al (2010) et par Gromaire (1998) pour qui l'érosion des stocks du réseau est la principale source de pollution par temps de pluie. Néanmoins, l'apport par les eaux usées de temps sec est du même ordre de grandeur pour toutes ces études.

1.2.2 Les micropolluants métalliques

Les métaux présents dans les eaux urbaines sont de nature variée : plomb, zinc, cuivre, cadmium, fer, chrome, mercure, manganèse, etc. Cependant, les métaux les plus étudiés sont le cadmium et le plomb (toxiques à faibles concentrations) ainsi que le cuivre et le zinc (fortement présents dans les eaux usées) (Garnaud 1999). Leur présence pose problème dans les eaux usées notamment car la plupart de ces métaux se retrouvent dans les boues de STEP ce qui peut les rendre inaptes à une valorisation agricole. De plus, en cas de rejets directs vers le milieu naturel, la présence de métaux lourds peut entraîner des problèmes écologiques.

Les métaux ciblés par la Directive Cadre Européenne sur l'eau sont : Cd, Hg, Ni et Pb. La circulaire du 29 septembre 2010 cible les mêmes métaux auxquels sont ajoutés : Al, As, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Sb, Sn, Ti, et Zn (exprimés en métal total : somme dissous plus particulaire). Au cours de la thèse, les métaux mineurs analysés sont : As, Cd, Cr, Cu, Pb, Sn et Zn.

Les origines de ces métaux sont multiples :

- Le cadmium provient des résidus de procédés industriels, de l'usure des pneumatiques, de la corrosion des éléments métalliques et des résidus de combustion.
- Le cuivre provient essentiellement de la corrosion des toitures et des gouttières, ainsi que des fongicides et insecticides (en zone périurbaine) et des plaquettes de frein des véhicules.
- Le plomb provient en majorité de peintures, batteries et de l'industrie. Avec la généralisation de l'essence sans plomb, les teneurs mesurées dans les rejets urbains de temps de pluie baissent de manière significative depuis plusieurs années, comme cela a été le cas aux Etats-Unis et en Scandinavie.
- Le zinc a plusieurs origines : l'usure des pneumatiques mais aussi les huiles automobiles, l'incinération des ordures ménagères, et la corrosion des métaux (notamment les toitures et les descentes d'eau) (Christensen and Guinn 1979 ; Zgheib 2009 ; Azimi 2004 ; Gromaire et al 2001).

Comme pour les paramètres globaux, les métaux vont rejoindre le réseau d'assainissement via différents vecteurs tels que les eaux de ruissellement pluviales, les eaux usées de temps sec et la remise en suspension des matières décantées dans les réseaux d'assainissement.

➤ Concentrations

Le Tableau 7 donne les concentrations en métal total dans les eaux usées de temps sec (EUTS), les eaux de ruissellement (ER) et les eaux usées de temps de pluie (EUTP) obtenues lors de différentes études et sur différents sites de mesure.

Tableau 7. Concentrations en métal total ($\mu\text{g/L}$) dans les eaux usées de temps sec (EUTS) dans les eaux de ruissellement (ER) et dans les eaux usées de temps de pluie (EUTP) (plage des valeurs : min – max, (moyenne) et [médiane])

| Sites | Cd | Cr | Cu | Pb | Zn | Références |
|--|----------------------|---------------------|-------------------|--------------------|------------------------|-----------------------------|
| EUTS unitaire urbain dense Paris | <1–2,4 [1] | <10–25 <10 | 20–95 [51] | <0,2–43 [17] | 224–1320 [361] | (Gasperi et al 2008) |
| EUTS urbain dense unitaire Clichy France | 0,22–0,27 [0,23] | 22–27 [24] | 40–50 [50] | 3–7 [4] | - | (Zgheib 2009) |
| EUTS unitaire Nancy France | 0,02–0,5 (0,13) | 4–17 (10,2) | 22–147 (59) | 2–19 (6) | - | (Houhou et al 2009) |
| EUTS Londres | 0,1–6,1 (0,8) | 2–111 (12,4) | 14–556 (78) | 6–165 (25) | 23,5–770 (155) | (Rule et al 2006a) |
| EUTS Clichy aval France | 0,27–0,55 (0,37) | - | 70–95 (75) | 20–49 (27) | 148–470 (205) | (Kafi-Benyahia 2006) |
| EUTS Suède (eaux grises) | 0,06–0,16 (0,1) | 2–5,5 (3,7) | 47–70 (62) | 2–3 (2,5) | 55–78 (64) | (Palmquist et Haneaus 2005) |
| EUTS Suède (eaux noires) | 0,17–0,5 (0,17) | <0,9–3,7 (3) | 62–162 (126) | 0,7–3,7 (2,3) | 213–767 (525) | |
| ER site semi industrialisé Londres | 0,11–0,67 [0,24] | 1,46–9,43 [2,15] | 9,8–206 [23,1] | 0,95–82 [2,45] | 28,2–445 [70,6] | (Rule et al 2006) |
| ER site résidentiel Londres | 0,05–0,13 [0,075] | 0,38–4,4 [2,96] | 6–15,9 [12,2] | 2–7,9 [4,73] | 11,7–35,7 [23,15] | (Rule et al 2006) |
| ER Paris France | 1,4–4,1 [1,8] | - | 37–131 [56] | 257–724 [425] | 760–1832 [1120] | (Gasperi et al 2006a) |
| ER routes Italie | - | - | 0,1–53 [1,1] | 6–23,3 [12,6] | 27,7–123 [81,1] | (Gnecco et al 2005) |
| ER autoroutes Los Angeles | 0,5–20 (2) [1] | 2–40 (10) [9] | - | 5–239 [25] [33] | 83–8880 [507] [268] | (Lau et al 2006) |
| ER toitures Marais Paris | 0,2–4,5 [0,7] | - | 17–242 [45] | 75–2500 [400] | 500–10100 [2000] | (Chebbo et al 2001) |
| ER Allemagne (base de données) | 0,1–3,7 | 3–13 | 11–2600 | 6–224 | 80–6000 | (Göbel et al 2007) |

| Sites* | Cd | Cr | Cu | Pb | Zn | Références |
|--------------------------------|----------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|-----------------------|
| EUTP Sébastopol, Paris | 1,3–1,9 [1,3] | - | 168–273 [210] | 101–229 [140] | | (Kafi-Benyahia 2006) |
| EUTP urbain dense, Paris | <1–2,1 [<1] | <10–158 [<10] | 38–1180 [68] | 10–117 [39] | | (Gasperi et al 2008) |
| EUTP Base de données Allemagne | [1,4] | [21] | [98] | [70] | | (Brombach et al 2005) |
| EUTP Marais Paris | 0,7-3,4 [1,45] | - | 55-205 [120] | 120-400 [202] | 950-3100 [1510] | (Chebbo et al 2001) |
| EUTP Paris France | (1,2) | | (130) | (98) | | (Gasperi et al 2006b) |
| EUTP Ecully France | 0,04-0,4 [0,1] | 0,5-17 [2] | 20-58 [36] | 2-39 [6] | | (Becouze 2010) |

* Il s'agit de la suite du Tableau 7

Pour les EUTS, si de fortes variations sont observées entre les valeurs minimales et maximales au sein d'un même site (facteur 20), la comparaison des valeurs médianes ou moyennes d'un site à l'autre montrent qu'un ordre de grandeur apparaît entre les études. Pour un même type de réseau, il varie (en µg/L) entre 0,1 et 1 pour le cadmium, de 10 à 20 pour le chrome, de 50 à 80 pour le cuivre, de 5 à 25 pour le plomb et de 150 à 350 pour le zinc. Ceci est confirmé par Houhou et al (2009) qui indique que les concentrations observées à Nancy sont similaires à ce qui est observé dans la littérature. Les auteurs supposent qu'il y a une gamme moyenne de concentration en métaux dans les eaux usées des grandes agglomérations. Les auteurs indiquent également que ce sont les activités domestiques qui sont la principale source de Zn et de Pb. L'adduction en eau est une source importante de Cu alors que pour le cadmium, c'est l'infiltration d'eau de nappe phréatique qui est la source principale. Pour Gasperi et al (2008), par temps sec, les métaux proviennent de différentes sources diffuses telles que les produits d'entretien ménagers, produits de beauté, des canalisations... D'après Palmquist et Hanaeus (2005), il apparaît que les eaux grises ont des concentrations généralement inférieures aux eaux de réseaux unitaires (facteur 1,5 à 5). Dans les eaux noires, il en va de même pour tous les métaux sauf pour le cuivre et le zinc qui ont des concentrations moyennes supérieures à celles des eaux de réseaux unitaires (facteur 2).

Les concentrations en métaux dans les eaux de ruissellement sont beaucoup plus diverses que pour les eaux usées de temps sec. Suivant le site de prélèvement, les concentrations peuvent varier d'un facteur 100. Les concentrations en cadmium, chrome et zinc mesurées dans les eaux de ruissellement d'autoroutes à Los Angeles montrent des concentrations particulièrement élevées (jusqu'à 20 µg/L de Cd et 40 µg/L de Cr). Ensuite, les analyses effectuées par Chebbo et al (2001) dans les eaux de ruissellement de toitures mettent en évidence de fortes concentrations en plomb et zinc (respectivement jusqu'à 2500 µg/L et 10000 µg/L). Les auteurs mettent en évidence que ces très fortes concentrations proviennent de la corrosion des éléments métalliques de la toiture. De ce fait, le type de revêtement utilisé influence fortement la concentration des eaux de

ruissellement. Dans cette étude, les concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement provenant de cours ou de routes sont 4 à 6 fois plus faibles. Pour un bassin versant donné, la concentration de ces eaux en éléments métalliques semble donc être majoritairement due à la proportion de toitures, routes, cours, espaces verts,...

Enfin, de manière générale, les concentrations dans les eaux de ruissellement sont plus élevées que dans les eaux usées de temps sec, cet écart peut être particulièrement important (supérieur à 100) (Rule et al 2006 ; Chebbo et al 2001).

Les eaux usées de temps de pluie étant composées d'eaux usées de temps sec, d'eaux de ruissellement et de la remobilisation des particules dans le réseau elles sont généralement plus concentrées en métaux que les eaux usées de temps sec mais peuvent présenter une très grande variabilité en relation avec la proportion de chacune des sources. Seules les concentrations de cuivre présentent une différence par rapport aux eaux de temps sec et de ruissellement avec des concentrations moyennes supérieures d'un facteur 2. D'après Kafi-Benyahia (2006) le Cu provient majoritairement de la remise en suspension des dépôts présents dans le réseau alors que pour les autres métaux, leur origine est principalement le ruissellement.

➤ Flux par temps de pluie

Comme pour les paramètres globaux, les flux de métaux peuvent être calculés par an ou par événement par ha actif (imperméabilisé). Le Tableau 8 donne une évaluation des flux annuels en plomb et en zinc rejetés à l'aval des bassins versants séparatifs et unitaires.

*Tableau 8. Flux de métaux annuels selon le type de réseau (kg/an/ha imperméabilisé)
(Ellis 1991)*

| Paramètres | Rejets pluviaux séparatifs | Rejets pluviaux unitaires |
|------------|----------------------------|---------------------------|
| Pb | 0,09 – 1,91 | 0,83 – 1,84 |
| Zn | 0,21 – 2,67 | 4,06 – 6,61 |

Les résultats montrent que les flux (en kg/an/ha imperméabilisé) sont plus importants pour les rejets pluviaux unitaires du fait de l'apport par les eaux usées. Ceci est particulièrement marqué pour le zinc (facteur 2,5).

Le Tableau 9 présente les flux de métaux pour différents bassins versants unitaires à Paris en g/ha actif/événement pluvieux.

Tableau 9. Flux de métal en g/ha actif pour différents effluents unitaires issus de différents bassins versants parisiens (Kafi et al 2008) (d10-d90, médiane)*

| Flux (g/ha actif) | Cd | Cu | Pb | Zn |
|------------------------------|-------------------|------------|------------|---------------|
| Marais (41 ha) | 0,08-0,38 0,16 | 8-31 14 | 9-44 14 | 77-338 138 |
| Quais (402 ha) | 0,02-0,09 0,06 | 5-18 6 | 2-19 4 | 40-132 54 |
| Clichy aval (2581 ha) | 0,04-0,29 0,21 | 8-34 15 | 4-52 17 | 62-339 164 |

* d 10 : valeur pour laquelle 10 % des résultats sont inférieurs, d 90 : valeur pour laquelle 10 % des résultats sont supérieurs

Dans cette étude, les flux suivent l'ordre suivant : Zn > Cu > Pb > Cd ce qui est en accord avec les concentrations mesurées dans les eaux pluviales. D'après les auteurs de cette étude, la taille du bassin versant n'influence pas les flux de métaux. Les variations observées proviennent essentiellement des caractéristiques des 27 événements pluvieux étudiés (hauteurs allant de 1,5 mm à 23,5 mm et durées de temps sec allant de 0,05 jours à 15 jours).

➤ Répartition dissous/particulaire

Le Tableau 10 présente les résultats (min-max) de la répartition dissous/particulaire des métaux obtenus à Lyon et Paris pour différentes études dans les eaux usées de temps de pluie.

Tableau 10. Pourcentage de métal lié aux particules pour différentes études par temps de pluie

| Pourcentage de métaux liés aux particules | | Cd | Cu | Pb | Zn | Cr |
|---|---------|----|----|----|----|----|
| Paris (Zgheib et al 2011) (Unitaire) | Moyenne | 83 | 67 | 97 | 52 | - |
| Chassieu (séparatif) Lyon (Becouze 2010) | Min | 39 | 37 | 65 | 28 | 70 |
| | Max | 85 | 83 | 95 | 64 | 93 |
| Ecully (unitaire) Lyon (Becouze 2010) | Min | 57 | 59 | 58 | 57 | 61 |
| | Max | 89 | 89 | 99 | 96 | 99 |

De manière générale, les métaux sont majoritairement associés aux particules (de 67 à 97 % en moyenne pour Zgheib et al 2011). Le plomb et le cadmium semblent être les métaux les plus présents dans la phase particulaire, viennent ensuite le cuivre et le zinc. Cependant, l'étude menée par Becouze (2010) montre que les valeurs minimales et maximales peuvent varier d'un facteur 2. Les valeurs minimales varient de 28 à 70 % et les valeurs maximales de 64 à 99 %. Hormis pour le zinc, les valeurs observées à Chassieu (réseau séparatif) et à Ecully (réseau unitaire) sont similaires.

Le Tableau 11 compare la part de métaux liés aux particules dans les eaux usées de temps sec et dans les eaux usées de temps de pluie (Kafi-Benyahia 2006).

Tableau 11. Pourcentage de métal présent dans la phase particulaire dans les eaux usées de temps sec et de temps de pluie (Kafi-Benyahia 2006)

| Pourcentage de métaux liés aux particules (médiane) | Cd | | Cu | | Pb | | Zn | |
|---|-----|-----|----|----|----|----|----|----|
| | TS* | TP* | TS | TP | TS | TP | TS | TP |
| Marais | 75 | 79 | 78 | 91 | 87 | 95 | 56 | 83 |
| Quais | 73 | 78 | 88 | 90 | 91 | 97 | 75 | 84 |
| Clichy aval | 67 | 77 | 91 | 95 | 87 | 97 | 71 | 85 |

* TS = Temps sec et TP = Temps de pluie

Ces résultats viennent confirmer le fait que les métaux sont préférentiellement fixés sur la phase particulaire (de 73 à 97 %). Comme dans le tableau précédent, il apparaît que le plomb est le métal le plus fortement lié aux particules (de 80 à 90 %) et le zinc est le métal le moins lié aux particules (de 50 à 80 %). L'étude menée par Garnaud (1999) présente des résultats globalement supérieurs à ceux de Kafi-Benyahia (2006) notamment pour le cadmium (100 % lié aux particules).

Pour tous les métaux, une augmentation de la part de métaux liés aux particules est observée par temps de pluie. Pour le plomb et le cuivre, la fraction particulaire se situe entre 90 et 100 %. Pour le cadmium, elle est d'environ 70 à 80 % sauf pour un point particulier. Enfin le zinc qui est le métal le moins lié aux particules par temps sec est en temps de pluie lié de 80 à 90 %. La remise en suspension des dépôts présents dans le réseau peut expliquer ce phénomène.

Pour les métaux, comme pour la plupart des polluants, la répartition entre la phase dissoute et la phase particulaire (seuil fixé à 0,45 µm) est bien documentée dans la littérature scientifique pour les eaux usées. Cependant, depuis quelques années, de nouveaux outils ont été développés et permettent une analyse plus précise de la répartition des métaux associés aux particules. Des méthodes de séparations telles que le FFF (Fractionnement par couplage Flux Force) permettent de séparer les colloïdes en fonction de leur taille. Couplé à un détecteur tel que l'ICPMS ces techniques permettent une étude beaucoup plus précise du continuum dissous/colloïdal/particulaire et des métaux associés à chaque fraction (Prestela et al 2005, Worms et al 2010). Les résultats montrent que les métaux tels que le cadmium, le cuivre, le chrome ou le zinc sont essentiellement associés aux fractions colloïdales de faible taille. En revanche le fer, le plomb ou l'aluminium sont liés à tous les types de colloïdes.

➤ Teneurs en métaux des particules

Afin de pouvoir comparer différents sites d'étude ou différentes conditions climatiques, une donnée souvent utilisée est la quantité de métal rapportée à une quantité de matière sèche (MS) (souvent exprimée en mg de métal/Kg de MS).

Le Tableau 12 présente la teneur en métaux des particules dans les eaux usées de temps sec et de temps de pluie pour différentes études.

Tableau 12. Teneur en métaux des MES dans les eaux usées de temps sec et de temps de pluie d'après Kafi-Benyahia (2006) et différentes autres études (valeur médiane)

| Condition climatique | (mg/kg) (valeur médiane) | Cd | Cu | Pb | Zn |
|----------------------|---|------|-----|------|-------|
| Temps sec* | Marais | 1,22 | 284 | 123 | 398 |
| | Quais | 1,7 | 317 | 117 | 1006 |
| | Clichy aval | 1,22 | 358 | 115 | 668 |
| Temps de pluie* | Marais | 3,1 | 479 | 480 | 3945 |
| | Quais | 2,1 | 463 | 344 | 3400 |
| | Clichy aval | 3,6 | 551 | 528 | 3845 |
| | Marais (Gromaire 1998) | 8 | 500 | 900 | 6900 |
| | Clichy (Saget 1994) | 12 | 612 | 704 | 6018 |
| | Eaux de ruissellement (Garnaud 1999, Gromaire 1998) | 10 | 653 | 4953 | 14435 |

* Les résultats obtenus sont ceux de Kafi-Benyahia (2006) si aucune précision n'est apportée

Par temps sec, les valeurs observées sont relativement stables quelque soit le bassin versant (facteur 2 au maximum). Par temps de pluie, les teneurs en métaux des particules sont systématiquement supérieures à celles de temps sec. Cette augmentation est faible pour le cuivre (facteur inférieur à 2) ; elle est marquée pour le plomb, le cadmium (facteur 3) et plus particulièrement pour le zinc (d'un facteur 10). Les études menées par Gromaire (1998), Garnaud (1999) ou encore Saget (1994) montrent des teneurs encore plus élevées notamment dans les eaux de ruissellement pour le plomb et le zinc (facteur 4).

L'augmentation de la teneur en métaux dans les particules de temps de pluie est due à l'apport de métaux par les eaux de ruissellement et également à la remise en suspension des dépôts du réseau d'assainissement.

➤ Origines des polluants métalliques dans le réseau d'assainissement par temps de pluie

Le Tableau 13 présente la contribution aux flux de temps de pluie des eaux usées, des eaux de ruissellement et du stock de dépôts sur le flux en métaux mesuré à l'exutoire du bassin versant du Marais à Paris (la masse totale mesurée au cours d'un événement pluvieux représente 100 %) (Gromaire et al 2001).

Tableau 13. Répartition de l'origine des métaux dans les EUTP (en %) (Gromaire et al 2001)

| | Cd | | | Cu | | |
|-------------------------------|------------|----------------|--------|------------|----------------|--------|
| | Eaux usées | Ruisseaulement | Réseau | Eaux usées | Ruisseaulement | Réseau |
| Marais Paris (médiane) | 4 | 105 | -13 | 17 | 34 | 45 |
| Pb | | | | | | |
| Marais Paris Médiane | Eaux usées | Ruisseaulement | Réseau | Eaux usées | Ruisseaulement | Réseau |
| | 1 | 142 | -43 | 2 | 163 | -46 |

Le cuivre a un comportement différent des autres métaux. Effectivement, le flux de cuivre est dû en majorité à la remise en suspension des dépôts (45 %) puis à l'apport par le ruissellement (34 %) et enfin aux eaux usées (17 %).

Pour le plomb, le cadmium et le zinc la principale source provient des eaux de ruissellement. Pour ces métaux, l'apport du ruissellement est même supérieur à 100 % et une « perte » est observée dans le réseau d'assainissement, ce qui correspond aux valeurs négatives dans le tableau ci dessus. L'hypothèse qui est faite par les auteurs est qu'une partie de ces métaux est adsorbée sur les particules dans le réseau ce qui explique l'apport négatif du réseau. Ceci explique la forte teneur en métal des particules par temps de pluie observée dans le Tableau 12 et dans les eaux de ruissellement (Tableau 7). Les eaux usées contribuent très faiblement aux flux de métaux par temps de pluie (1 à 4 %) (Gromaire et al 2001). Ces résultats sont en accord avec Gasperi et al (2010) pour le zinc et le cuivre pour lesquels des contributions similaires ont été calculées.

Une autre étude menée par Becouze (2010) sur le site d'Ecully à Lyon (réseau unitaire) détaille plus particulièrement les apports dus aux retombées atmosphériques sèches de temps sec et aux eaux météoriques, les résultats sont présentés dans le Tableau 14 pour six événements pluvieux.

Tableau 14. Contribution des différentes sources de métaux dans les EUTP

| Sources (médiane en %) | Cd | Pb | Cu | Zn |
|---------------------------------------|----|----|----|----|
| Eaux usées temps sec | 30 | 3 | 37 | 22 |
| Retombées atmosphériques de temps sec | 7 | 18 | 9 | 15 |
| Eaux météoriques | 9 | 5 | 6 | 25 |
| Contribution du bassin versant | 54 | 74 | 48 | 38 |

Pour tous les métaux, la contribution du bassin versant (terme qui prend en compte entre autre les processus en réseau) est l'apport essentiel en métaux dans les EUTP ; ce résultat est particulièrement marqué pour le Pb (74 %). Les eaux météoriques ont un apport faible (de 5 à 9 %) hormis pour le zinc (25 %). Les retombées atmosphériques de temps sec ont également un apport relativement faible : de 7 à 18 %. Enfin, les eaux usées de temps sec représentent une part relativement importante de l'apport en métaux (entre 22 et 37 %) hormis pour le Pb (3 %). Les résultats semblent différer des précédents sur plusieurs points et notamment en ce qui concerne l'apport par les eaux usées. Hormis pour le plomb, l'apport par les eaux usées est supérieur (facteur 2 environ) dans le cas de l'étude réalisée par Becouze (2010). Les caractéristiques différentes des bassins versants étudiés peuvent être une explication.

Les résultats précédents ont démontré l'importance des dépôts présents dans les collecteurs sur les flux de polluants par temps de pluie et plus particulièrement pour les métaux. L'étude menée par Rocher et al (2004) est consacrée, entre autres, à l'identification des sources de métaux en fonction de la nature de ces dépôts. Trois types de dépôts ont été caractérisés : les sédiments grossiers (principalement inorganiques et provenant du ruissellement), la couche organique et le biofilm. Il apparaît que pour les métaux (Cu, Cd, Pb et Zn) la majorité est fixée sur les sédiments grossiers (87 à 98 %), une faible partie dans la couche organique (2 à 13 %) et une portion négligeable dans le biofilm (< 1 %).

1.2.3 Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Les HAP représentent une famille très nombreuse d'hydrocarbures aromatiques polycycliques caractérisés par des arrangements divers de noyaux benzéniques. Ce sont des composés étudiés en particulier en raison de leur caractère toxique et cancérogène.

Les hydrocarbures (dont les HAP font partie) sont émis dans l'environnement par des processus naturels ou anthropiques (Rocher 2003). Les principales sources naturelles d'hydrocarbures sont les feux de forêts et de prairies ou les éruptions volcaniques cependant, cette source de production est minoritaire dans les eaux usées (Puleggi 1992). Deux sources anthropiques sont généralement distinguées : d'une part les sources pétrolières, et d'autre part les sources pyrolytiques. La circulation automobile constitue l'une des principales sources d'hydrocarbures puisqu'elle combine les deux processus. Les véhicules émettent des gaz d'échappement provenant de la combustion incomplète des carburants et sont aussi à l'origine de déversements de produits variés tels que les carburants, les huiles lubrifiantes ou les débris de pneumatiques (Bomboï et Hernandez 1991). Le chauffage urbain et les industries employant des processus pyrolytiques constituent aussi des sources importantes d'hydrocarbures en milieu urbain (Aboulkassim et Simoneit, 1995).

L'EPA (Environmental Protection Agency) a établi une liste de 16 HAP prioritaires dont 6 ont été retenus par l'OMS (Organisation Mondiale de la Santé) et 8 par la DCE. Le Tableau 15 présente ces HAP ainsi que certaines de leurs caractéristiques.

Tableau 15. Liste des HAP retenus par l'EPA, la DCE et l'OMS ainsi que leurs symboles et caractéristiques

| Liste des 16 HAP retenus par l'EPA | Symbole | HAP retenus par la DCE | HAP retenus par l'OMS | Masse molaire | log Kow* |
|---|---------|------------------------|-----------------------|---------------|-----------|
| Naphtalène | N | x | | 128 | 3,4 |
| Acénaphtène | Acen | | | 154 | 3,92 |
| Acénaphthylène | Acyl | | | 152 | |
| Fluorène | F | | | 166 | 4,18 |
| Phénanthrène | P | | | 178 | 4,57 |
| Anthracène | A | x | | 178 | 4,45 |
| Fluoranthène | Fluo | x | x | 202 | 5,1 |
| Pyrène | Pyr | | | 202 | 5,32 |
| Benzo(a)anthracène 1,2benzanthracène | BaA | | | 228 | |
| Chrysène Benzo(a)phenanthrène | Chry | | | 228 | 5 - 7 |
| Benzo(a)pyrène | BaP | x | x | 252 | 6 |
| Benzo(k)fluoranthène | BkF | x | x | 252 | 6,84 |
| Benzo(b)fluoranthène | BbF | x | x | 252 | 6,57 |
| Dibenzo(ah)anthracène 1,2:5,6 Dibenzanthracène | D(ah)A | | | 278 | 6,7 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyrène | IP | x | x | 276 | 6,6 |
| Benzo(g,h,i)pérylène 1,12benzopérylène | BPer | x | x | 276 | 6,5 - 6,7 |

* coefficient de partage entre la phase organique et la phase aqueuse

Au cours de cette thèse, l'attention sera portée sur les 16 HAP prioritaires retenus par l'EPA.

➤ Concentrations

Les concentrations en HAP dans les eaux usées varient généralement entre une dizaine et quelques milliers de nanogrammes par litre. Si de nombreuses études ont été menées, la comparaison des valeurs données par les différents auteurs est délicate dans la mesure où les protocoles analytiques ne sont pas toujours comparables (selon les techniques d'extraction, certains mesurent toute une famille de composés, d'autres une sélection de 16, 14, 7 ou 6 HAP). La seule comparaison pertinente devrait donc se faire composé par composé, mais les mesures disponibles sont relativement peu nombreuses.

Le Tableau 16 présente les concentrations en HAP dans les eaux usées de temps sec, dans les eaux de ruissellement, dans les eaux usées de temps de pluie et dans les particules issues de différentes études.

Tableau 16. Concentrations en HAP dans les eaux usées de temps sec, dans les eaux de ruissellement et dans les eaux usées de temps de pluie ($\mu\text{g/L}$) (plage des valeurs : min – max, (moyenne) et [médiane])

| HAP ($\mu\text{g/L}$) | EUTS Clichy | EUTS Paris | EUTS entrée STEP Espagne | ER urbain USA | EUTP ($\mu\text{g/L}$) |
|----------------------------|-------------------------|--------------------------|----------------------------------|------------------------------|--------------------------|
| N | 0,05 – 0,06 [0,06] | <0,05 - <0,05 [<0,05] | (4,5) \pm 3 | 0,02 – 0,06 | <0,05-<0,05 [<0,05] |
| Ace | <LD*-0,02 [0,01] | nd | (0,03) \pm 0,01 | nd | nd |
| Acyl | 0,021-0,024 [0,022] | nd | (5,05) \pm 2 | nd | nd |
| F | 0,011-0,022 [0,02] | nd | (1,15) \pm 0,7 | nd | nd |
| P | 0,024-0,11 [0,37] | <0,02-<0,02 [<0,02] | (1,89) \pm 1,4 | nd | <0,02-0,42 [0,06] |
| A | 0,011–0,023 [0,01] | <0,02 – 0,02 [<0,02] | (0,5) \pm 0,1 | 0,01 – 0,12 | <0,02-0,06 [<0,02] |
| Fluo | 0,02 – 0,132 [0,037] | 0,03 – 0,09 [0,03] | (0,27) \pm 0,2 | 0,09 – 1,38 | 0,04-0,5 [0,14] |
| Pyr | 0,022-0,128 [0,04] | <0,02-<0,02 [<0,02] | (0,5) \pm 0,4 | nd | <0,02-0,53 [<0,02] |
| BaA | 0,013-0,058 [0,019] | <0,02-0,02 [<0,02] | (0,05) \pm 0,1 | nd | 0,03-0,19 [0,06] |
| Chry | 0,014-0,063 [0,023] | <0,02-<0,02 [<0,02] | (0,16) \pm 0,1 | nd | <0,02-0,33 [0,14] |
| BaP | 0,017–0,044 [0,02] | <0,01 – 0,05 [0,02] | (0,04) \pm 0,01 | 0,03 – 0,45 | <0,01-0,24 [0,06] |
| BkF | 0,011–0,034 [0,014] | <0,03 – 0,03 [<0,03] | (0,03) \pm 0,02 | 0,03 – 0,40 | <0,03-0,13 [0,04] |
| BbF | 0,014–0,078 [0,024] | <0,02 – 0,06 [0,02] | (0,14) \pm 0,1 | 0,06 – 0,73 | <0,02-0,24 [0,08] |
| D(a,h)A | <LD-0,021 [0,007] | <0,02-<0,02 [<0,02] | nd | nd | <0,02-<0,02 [<0,02] |
| BP | 0,01 – 0,05 [0,02] | <0,01 – 0,03 [0,02] | nd | 0,02 – 0,55 | <0,01-0,18 [0,05] |
| IP | <LD – 0,045 [0,017] | <0,03 – 0,04 [0,02] | (0,009) \pm 0,002 | 0,04 – 0,51 | <0,03-0,13 [0,04] |
| Référence | (Zgheib 2009) | (Gasperi et al 2008) | (Sanchez Avila et al 2009) | (Hwang et Foster 2006) | (Gasperi et al 2008) |

nd = non déterminé

* LD = Limite de Détection

Dans les eaux usées de temps sec, les concentrations en HAP sont faibles (de l'ordre de quelques ng/L) et pour plusieurs composés, la concentration est inférieure à la limite de quantification ou de détection de la méthode analytique utilisée. Pour un même composé, les concentrations évoluent peu par temps sec (excepté pour le fluoranthène et le naphtalène). Les études de Zgheib (2009) et de Gasperi et al (2008) présentent des concentrations du même ordre de grandeur ce qui n'est pas le cas pour l'étude menée en

Espagne. Effectivement les concentrations mesurées dans cette étude sont généralement nettement plus élevées (facteur 10). Ceci peut s'expliquer par la présence d'une importante usine sur le bassin versant étudié (Sanchez Avila et al 2010). La concentration en HAP dans les eaux usées de temps sec est fonction des activités du bassin versant. En effet, Gasperi et al (2007) qui ont étudié le bassin versant du Marais à Paris indiquent que par temps sec, l'apport domestique est majoritaire.

Les eaux de ruissellement présentent des concentrations variables (rapport 10 entre le minimum et le maximum) et supérieures d'un facteur 10 à ce qui est mesuré par temps sec. Les mêmes résultats sont obtenus par Gasperi et al (2008). Dans les eaux de ruissellement il semble que l'apport du ruissellement sur les chaussées soit important. Bertrand Krajewski (2006) a étudié la somme des 8 HAP retenus par la DCE dans les eaux de ruissellement d'autoroutes et de zone résidentielle. Une concentration nettement plus importante (de 0,5 à 7,0 µg/L) est observée dans les eaux de ruissellement provenant d'autoroute que dans la zone résidentielle (de 0,2 à 1,5 µg/L). Ces HAP proviennent essentiellement des produits pétroliers et des résidus pyrolytiques émis par la circulation automobile et cette source de pollution semble être prédominante par rapport aux autres dans les eaux de ruissellement.

Enfin, de manière générale, une augmentation des concentrations dans les eaux de temps de pluie est observée par rapport au temps sec d'un facteur allant de 1 à 5. Il est intéressant de noter que les concentrations dans les eaux de ruissellement obtenus par Hwang et Foster (2006) sont plus élevées que celles obtenues par Gasperi et al (2008) dans les EUTP ce qui montre la variabilité des concentrations d'un site à l'autre.

D'après Gasperi et al (2008) le Fluo, le B(a)P, le B(b)F, le BP et l'IP sont les composés les plus souvent détectés mais toujours inférieurs à la Limite de Quantification (LQ) (fréquence de détection de 100 à 62 % par temps sec et par temps de pluie). En revanche, le N, le P, le Pyr, le Chry et le D(ah)A ne sont jamais détectés dans cette étude. Il apparaît que c'est le Fluo qui contribue le plus à la somme des HAP (39 %). Pour les auteurs, la présence de composés à haut poids moléculaire en temps sec comme en temps de pluie met en évidence l'origine pyrolytique des HAP (Soclo et al 2000).

Bomboï et Hernandez 1991 ont étudié les concentrations en B(a)P dans une zone urbaine mixte de Madrid entre la période printemps/été et la période automne/hiver. Un doublement des concentrations (de 0,65 à 1,30 µg/L) est observé entre ces deux saisons. La raison invoquée est l'utilisation plus importante du chauffage durant l'hiver qui est une source importante de HAP. L'ensemble de ces résultats confirme l'origine pyrolytique des HAP d'une part via la circulation automobile et d'autre part via la combustion due au chauffage.

L'étude menée par Gasperi et al (2010), sur 6 bassins versants unitaires parisiens a permis de définir l'origine des 16 HAP de l'US EPA par temps de pluie. Il apparaît que la remise en suspension est la principale source de HAP par temps de pluie (de 35 à 85 %) ; elle est plus faible pour les eaux usées (10 à 40 %) et pour le ruissellement (10 à 20 %).

Pour Gasperi et al (2007), le ruissellement a une part plus importante (34 %) ensuite, 11 % proviennent des eaux usées et 55 % proviennent de la remise en suspension des sédiments dans le réseau.

➤ Flux

Le Tableau 17 présente les flux de différents HAP en mg/ha actif (c.à.d. imperméabilisé) pour différents bassins versants. Sept événements ont été mesurés à Ecully et 5 à Chassieu.

Tableau 17. Flux de HAP (mg/ha actif) dans les EUTP

| mg/ha actif | Lyon Ecully (unitaire) (Becouze 2010) | | | Lyon Chassieu (séparatif) (Becouze 2010) | | | Sucy en Brie (séparatif) (Zgheib 2009) |
|-------------|--|-----|-----|---|-----|------|--|
| | Min | Méd | Max | Min | Méd | Max | Max |
| A | < LD | 3 | 85 | 21 | 175 | 1215 | 10 |
| Fluo | 4 | 9 | 18 | 11 | 100 | 113 | 20 |
| BbF | < LD | 3 | 11 | 5 | 38 | 71 | 34 |
| BkF | < LD | 1 | 9 | 5 | 37 | 58 | 14 |

Le site de Chassieu qui est un site industriel équipé d'un réseau séparatif présente des flux nettement supérieurs aux deux autres ce qui laisse supposer un apport conséquent de HAP lié à ces activités. Entre le Site d'Ecully et celui de Sucy en Brie, les flux sont du même ordre de grandeur (de 9 à 34 mg/ah actif) sauf pour l'anthracène plus élevé à Ecully (facteur 8).

➤ Répartition dissous/particulaire

Les HAP sont en très grande majorité associés aux MES : selon les auteurs, les pourcentages varient de 79 à 97 % selon le composé étudié (Hoffman et al. 1984, Marsalek 1990), parfois même, les teneurs dans la fraction dissoute sont inférieures au seuil de détection des appareils d'analyse. Par exemple, Becouze (2010) indique que l'anthracène, le benzo(b)fluoranthène et le benzo(k)fluoranthène par exemple ont été détectés uniquement dans la phase particulaire. Pour Zgheib et al (2011) la moitié des 16 HAP ont des concentrations inférieures aux limites de quantification dans les eaux usées (fraction dissoute).

L'étude menée par Zgheib (2009) vient confirmer ces résultats ; une synthèse des résultats est présentée dans le Tableau 18.

Tableau 18. Fraction particulaire pour la somme des 16 HAP de l'EPA dans différents types d'eaux et différents bassins versants (Zgheib 2009)

| Fraction particulaire des HAP (%) | Eaux usées urbaines | | | Eaux pluviales | | |
|-----------------------------------|---------------------|----------------|----|----------------|-------------------|--------------|
| | EUTS unitaire | EUTS séparatif | EP | Pavillonnaire | Urbain très dense | Urbain dense |
| Minimum | 25 | 50 | 10 | 7 | 80 | 84 |
| Moyenne | 53 | 60 | 78 | 67 | 87 | 89 |
| Maximum | 85 | 75 | 95 | 93 | 95 | 98 |

Si les HAP sont majoritairement fixés aux particules (de 53 à 89 % en moyenne), il apparaît que de fortes variations sont possibles de manière ponctuelle (de 7 à 98 %). L'auteur de cette étude observe une corrélation statistiquement significative entre le log Kow du HAP et son affinité avec les particules. Plus celui-ci est élevé plus l'affinité pour les particules est forte.

En ce qui concerne la distribution granulométrique des particules sur lesquelles sont adsorbés les HAP, le Tableau 19 reprend une partie des résultats de Hoffman et al. (1984).

Tableau 19. Distribution granulométrique des MES auxquelles sont associées 3 HAP (ng/L) (Hoffman et al 1984)

| HAP (ng/L) | < 45 µm | 45 – 125 µm | 125 – 250 µm | > 250 µm |
|--------------|---------|-------------|--------------|----------|
| Phénanthrène | 7,3 | 28,9 | 8,5 | 19,6 |
| Fluoranthène | 50,4 | 49,6 | 14,6 | 43 |
| Pyrène | 45,2 | 31,5 | 31,5 | 34,7 |

Selon Hoffman et al. (1984), il semble que ce sont globalement les particules les plus fines (< 125 µm) qui présentent les plus fortes concentrations en HAP. Cependant, pour certains composés les particules > 250 µm présentent des concentrations non négligeables.

1.3 Suivi de la qualité des eaux usées par la mesure en continu de turbidité et de conductivité

1.3.1 Contexte relatif à la mesure en continu des polluants en réseau d'assainissement

Si la mesure en continu du débit en assainissement est très largement répandue depuis de nombreuses années ce n'est pas le cas de la mesure en continu de la concentration en polluants. Pourtant, elle permet une information instantanée sur une large période de temps de la dynamique du système d'assainissement. Ces informations s'avèrent importantes en vue d'une meilleure compréhension du système et donc une meilleure gestion. Ces dernières années de nombreuses études se sont donc consacrées au suivi en continu de la pollution dans les systèmes d'assainissement (Maréchal 2000 ; Lacour 2009 ; Kuss 2010 ; Schilperoort 2011 ; Métadier 2011 ; Hannouche 2012).

Pour le suivi des polluants en réseau d'assainissement, la méthodologie consistant à faire un prélèvement ponctuel suivi d'analyses au laboratoire est longue, coûteuse et inadaptée à une surveillance continue. De plus, elle est également inadaptée face à l'évolution rapide des concentrations dans le réseau d'assainissement (Kafi-Benyahia 2006 ; Bertrand-Krajewski et al 2007 ; Joannis et al 2010).

Du fait du rôle important des MES dans le transport des polluants, des chercheurs se sont orientés récemment vers la mesure de la turbidité et de sa représentativité vis-à-vis de la charge polluante des eaux. Les premières investigations ont montré des résultats intéressants, d'une part en raison de la grande fréquence d'acquisition de données, du faible coût et surtout de l'existence de relations évidentes avec la charge polluante (MES et DCO). Cependant, afin d'obtenir des valeurs fiables via la mesure en continu des étapes de calibration, d'étalonnage, de nettoyage, d'entretien et de traitement des données sont nécessaires (Lacour 2009 ; Hannouche 2012).

Dans cet objectif, les capteurs les plus couramment employés sont : les turbidimètres et les conductimètres qui seront détaillés ci-dessous puisqu'il s'agit des capteurs utilisés au cours de cette étude.

1.3.2 La turbidité

➤ Présentation

Les capteurs de turbidité sont probablement les capteurs les plus utilisés pour suivre en continu la qualité des eaux usées ; de nombreux auteurs les ont utilisés : Maréchal et al (2001), Lacour (2009), Ruban et al (2008) ou encore Bertrand – Krajewski et al (2007).

La turbidité est définie par la norme NF EN ISO 7027 comme « la réduction de la transparence d'un liquide due aux matières non dissoutes » c'est-à-dire colloïdales et/ou en suspension, elle dépend donc de la concentration en MES de l'échantillon.

Cette même norme décrit également le principe de mesure. Les sondes de turbidité envoient un faisceau lumineux (généralement de longueur d'onde de 860 nm) et mesurent l'intensité de la lumière selon un angle compris entre 0 et 180°. Deux principes de mesure existent. Pour le principe par atténuation, un capteur enregistre, à un angle de 180°, l'intensité lumineuse ayant traversé l'échantillon. Pour le principe par néphélométrie, un capteur enregistre la lumière diffusée par les particules à un angle de 90° par rapport à la source lumineuse. Les capteurs installés sur le site d'étude fonctionnent sur ce principe. La Figure 1 présente le principe de fonctionnement d'une sonde de turbidité par néphélométrie.

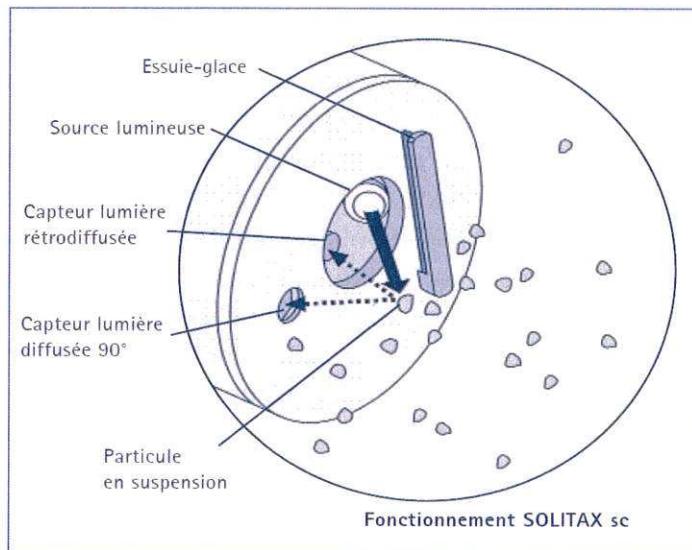


Figure 1. Principe de fonctionnement d'un capteur de turbidité par néphélométrie (source : Hach Lange)

La turbidité est exprimée en FNU (Formazin Nephelometric Unit) ou en NTU (Nephelometric Turbidity Units) dans le cas des capteurs fonctionnant par néphélométrie. Ces unités font référence à des suspensions étalons de formazine ($C_2H_4N_2$). 1 NTU ou 1 FNU correspond à une concentration de 0,72 mg/L de formazine. (Ruban et al 2008).

➤ Relation turbidité/paramètres polluants

Les valeurs de turbidité enregistrées en continu peuvent être traitées telles quelles, en relatif, mais l'intérêt essentiel de cette mesure est de pouvoir y corrélérer les concentrations en paramètres polluants tels que les MES ou la DCO. De cette manière, au travers de la mesure en continu de turbidité, c'est une mesure indirecte en continu des MES et de la DCO qui est réalisée. Ces corrélations ont été démontrées dans plusieurs sites d'études par de nombreux auteurs depuis plusieurs années : Maréchal (2000), Lacour (2009), Lombard et al (2010), Hannouche (2012) ou encore Métadier and Bertrand Krajewski (2012). Elles peuvent être de très bonne qualité (r^2 compris entre 0,90 et 0,95) à condition qu'elles soient établies de manière rigoureuse.

La stratégie nécessaire à l'établissement d'une droite de calibration entre la turbidité et les paramètres polluants tels que les MES ou la DCO a été détaillée par plusieurs auteurs.

D'après ces études, il ressort qu'il est indispensable d'échantillonner et d'analyser un nombre suffisant d'échantillons, représentatifs d'un maximum de situations susceptibles d'être rencontrées sur le site étudié. Pour Maréchal (2000) ou Bertrand Krajewski et al (2010) une droite constituée de quelques dizaines d'échantillons de temps sec et de temps de pluie semble être un minimum. D'après Lacour et al (2009a) il faut échantillonner cinq événements pluvieux (environ 5 à 15 points par événement) pour obtenir une incertitude de l'ordre de 15 % sur l'estimation de flux de MES à l'échelle annuelle. Une attention particulière doit être portée à l'échantillonnage, au transport, à la conservation et à l'analyse de l'échantillon. Le capteur utilisé au laboratoire doit être du même type que celui utilisé sur le terrain.

Enfin, la relation entre la turbidité et les paramètres polluants peut être faite de différentes manières. Il peut s'agir d'une relation linéaire ou polynomiale de degré 2 ou 3, de régressions plus élaborées comme la méthode de Williamson (Bertrand-Krajewski 2004) ou encore la méthode de Monte-Carlo (Lacour et al 2009a).

Hannouche (2012) précise qu'une variabilité importante des relations MES/turbidité est observée en fonction du contexte étudié. Cependant, les données disponibles sur la variabilité des relations MES/turbidité sont très limitées et ne permettent pas d'identifier précisément les facteurs de cette variabilité. Si la relation est relativement stable en temps sec, le rapport MES/turbidité peut varier sensiblement par temps de pluie et plus spécialement lors d'épisodes intenses ($> 10 \text{ mm/h}$). Ceci peut être expliqué par la remobilisation de particules pouvant avoir une nature différente de celles de temps sec.

En plus de la qualité de l'étalonnage du capteur, les conclusions de l'étude menée par Lacour (2009) mettent en évidence l'importance d'un placement optimal du capteur sur le terrain, d'un nettoyage manuel régulier du capteur (toutes les deux semaines environ) et de la vérification de la dérive (tous les mois environ). Pour avoir des valeurs fiables, cette étude met également l'accent sur les techniques de filtrage utilisées afin d'éliminer les valeurs aberrantes dues à des artefacts de mesure. D'après elle, des mesures redondantes menées simultanément par deux capteurs semblent être nécessaires.

Un premier exemple de relation entre ces paramètres est présenté dans la Figure 2. Elle présente les corrélations obtenues, entre la turbidité et les MES d'une part et la DCO d'autre part, par Bertrand-Krajewski et al (2007) avec un polynôme de degré deux pour des échantillons prélevés en réseau d'assainissement unitaire.

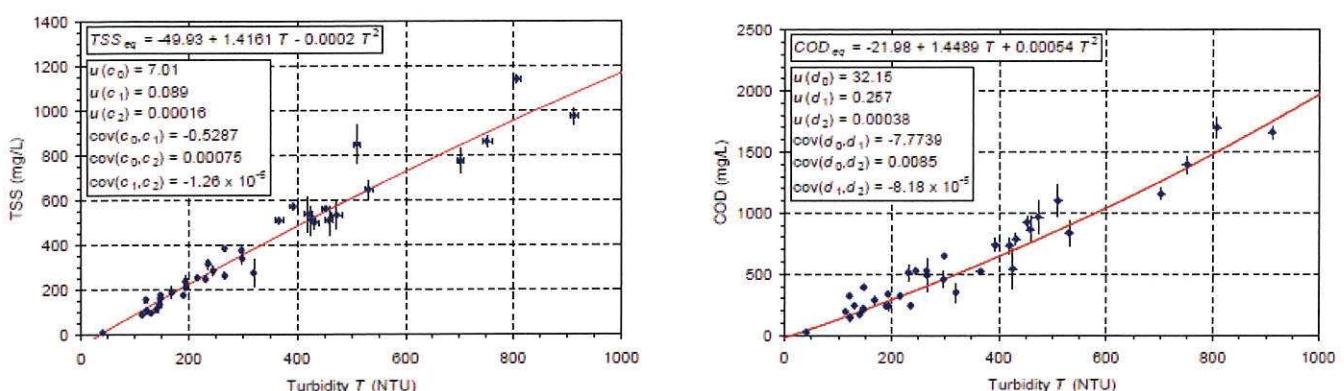


Figure 2. Relation entre turbidité (NTU) et MES (TSS) (mg/l) à gauche et entre turbidité et DCO (COD) (mg/l) à droite (Bertrand – Krajewski et al 2007)

Les données validées sont représentées avec des barres d'incertitude correspondant aux intervalles de confiance à 95 %. Les régressions de type Williamson représentent les relations entre turbidité et MES d'une part et turbidité et DCO d'autre part. Les incertitudes sur la mesure $u(c_0)$ sont de 7,01 pour la relation MES/turbidité et de 32,15 ($u(d_0)$) pour la relation DCO/turbidité.

De nombreuses corrélations entre la turbidité et les MES ainsi que la DCO ont été mises en place. La Figure 3 présente un autre exemple de corrélations obtenues à Lyon par Métadier and Bertrand Krajewski (2012).

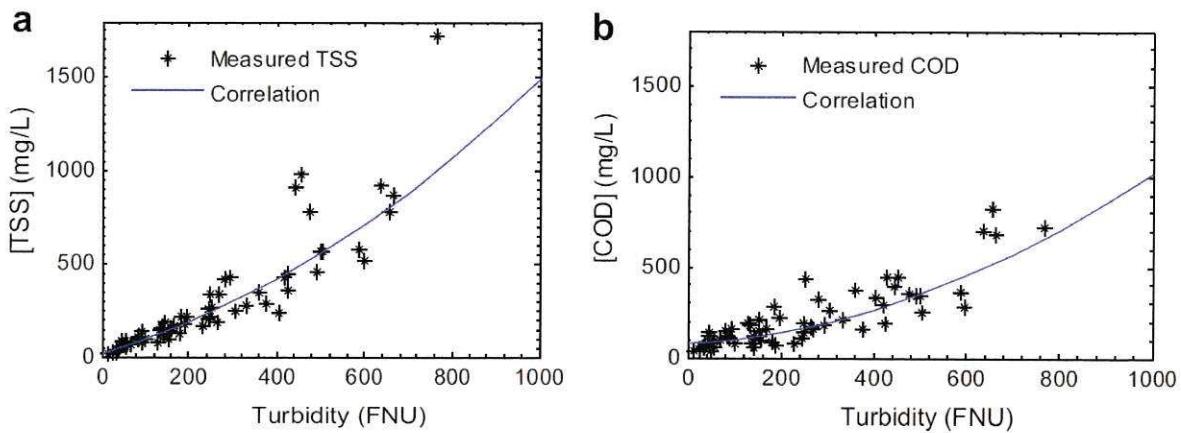


Figure 3. Exemples de fonctions de corrélations. (a) : $[MES] = f(\text{turbidité})$ à Chassieu, (b) : $[DCO] = f(\text{turbidité})$ à Ecully (Métadier and Bertrand Krajewski 2012)

Ces corrélations sont des fonctions polynomiales du second ordre établies à Chassieu et à Ecully avec respectivement 61 et 79 échantillons discrets de temps sec et de temps de pluie. La corrélation obtenue entre la turbidité et les MES est de bonne qualité, puisque les points sont proches de la courbe à l'exception de trois situés au dessus de celle-ci et la variance résiduelle (u_r) est de 46,032. Pour la corrélation entre la turbidité et la DCO, les points se répartissent de manière plus large autour de la courbe de corrélation ce qui indique qu'elle est de moins bonne qualité. Ceci est en partie dû au fait que la DCO n'est pas exclusivement associée à la phase particulaire : la fraction dissoute, variable d'un événement à l'autre et au sein d'un même événement pluvieux, n'est pas mesurable au moyen d'un turbidimètre et contribue à augmenter les incertitudes de la fonction de corrélation, la variance résiduelle pour cette relation est de 296. Selon les auteurs, la phase dissoute de la DCO varie entre 10 et 30 % (cf chapitre 1).

D'autres auteurs comme Béranger (2005) ont utilisé des droites de régression linéaire pour relier ces paramètres. La Figure 4 présente l'exemple obtenu sur un réseau unitaire du Grand Lyon par un capteur néphélométrique.

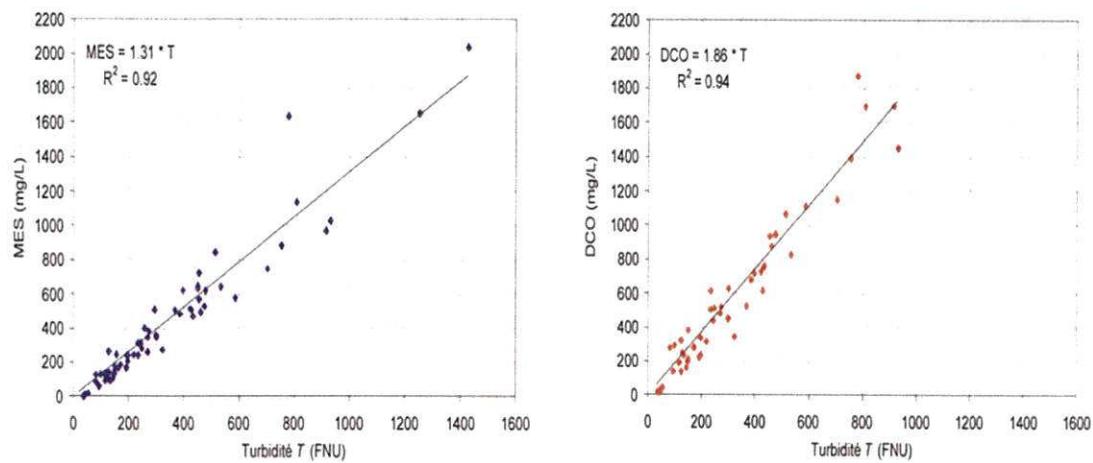


Figure 4. Exemple de relations linéaires entre turbidité et DCO à gauche et turbidité et MES à droite par temps de pluie (Béranger 2005)

Le coefficient de corrélation de ces deux droites est élevé (supérieur à 0,9) ce qui indique que ces paramètres sont fortement corrélés. Il apparaît même que le coefficient de corrélation obtenu entre la turbidité et la DCO est plus élevé que celui obtenu entre la turbidité et les MES ce qui est contraire aux observations précédentes.

Le Tableau 20 présente quelques exemples de relations issus de la littérature (réseau d'assainissement unitaire par temps sec et temps de pluie et mesure par néphéloscience).

Tableau 20. Relations entre turbidité et MES et DCO pour différentes études en réseau d'assainissement unitaire

| Site | Auteur | Relation avec les MES | R ² | Relation avec la DCO | R ² |
|-------------|---|----------------------------------|----------------|---|----------------|
| Pau (64) | Bersinger 2013 | $MES = 1,44 \times T - 5,55$ | 0,92 | $DCO = 2,81 \cdot T + 41,38$ | 0,87 |
| Ecully Lyon | Béranger (2005) | $MES = 1,31 \times T$ | 0,92 | $DCO = 1,86 \cdot T$ | 0,94 |
| Dole (39) | Roger et Tonghini (2010) | $MES = 0,6704 \times T + 21,393$ | 0,91 | - | - |
| Romans (26) | Lombard et al (2010) (capteur UV visible) | $MES = 0,93 \times T$ | 0,98 | $DCO = -0,0002 \cdot T^2 + 1,5 \cdot T + 107,8$ | 0,99 |
| Lyon | Bertrand-Krajewski (2004) | $MES = 1,64 \times T + 29,4$ | - | - | - |

➤ Utilisation de la mesure de turbidité en assainissement

Evaluation des concentrations en continu en MES et DCO dans le réseau d'assainissement

Une fois ces relations établies, les chercheurs peuvent étudier de manière précise l'évolution des concentrations en MES et en DCO dans le réseau d'assainissement à condition d'assurer un entretien régulier des capteurs (nettoyage, validation de la mesure dans le temps). La Figure 5 présente un exemple d'utilisation de la turbidité à Chassieu (Lyon) par Métadier et Bertrand-Krajewski (2012).

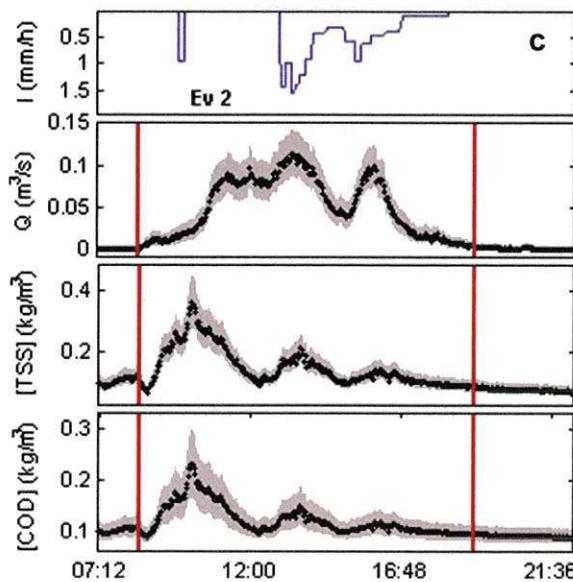


Figure 5. Exemple de pollutogramme obtenu à l'aide de la mesure de turbidité en continu
(Métadier et Bertrand Krajewski 2012)

L'utilisation de la turbidité permet un suivi très précis de l'évolution des concentrations en polluants. La figure ci-dessus met en évidence, dans cet exemple, le fait que l'augmentation des teneurs en polluants est due au premier épisode pluvieux. Le second épisode pluvieux, quant à lui, plus important engendre une forte augmentation de débit mais une faible augmentation de concentration en polluants.

Différentes études ont utilisé ce type d'enregistrement pour permettre une meilleure compréhension du système d'assainissement. Par exemple, Hannouche (2012) ne mesure pas en continu la turbidité mais s'en sert ponctuellement afin d'avoir « une meilleure compréhension de la distribution temporelle des MES au cours de la pluie, en fonction de l'échelle spatiale ».

Voici les principaux points que font ressortir ses résultats :

- En début d'événement pluvieux la turbidité est souvent supérieure à celle de temps sec ; ceci est probablement dû à l'érosion des particules déposées dans le collecteur en temps sec. En revanche, en fin d'épisode pluvieux, la turbidité est plus faible qu'en temps sec.
- De manière générale, la turbidité évolue de la même manière que le débit, c'est-à-dire que l'érosion augmente lorsque le débit augmente. Oms et al (2003) a

également constaté que le pic de débit correspond au pic d'érosion de la couche organique et que plusieurs seuils d'érosion peuvent se produire au cours d'un épisode pluvieux.

- L'évolution de la turbidité n'est pas identique entre les sites de mesure et d'une pluie à une autre.

Les importantes quantités de données ont servi de base de travail pour essayer de comprendre les phénomènes influençant les concentrations et les charges de pollution au cours d'un épisode pluvieux. Néanmoins, Lacour (2009) montre que la variabilité inter-événementielle des concentrations de temps de pluie et des distributions de masses de polluants à l'intérieur des événements est difficilement prévisible. Le même constat est fait par Hannouche (2012) qui indique que : « les caractéristiques générales de la pluie ne suffisent pas à expliquer toute la variabilité de la masse érodée durant un événement pluvieux. Les variables qui contrôlent le volume de l'événement pluvieux comme la hauteur, l'intensité maximale ou la durée de la pluie donnent les meilleurs coefficients de corrélation avec cette masse mais ils restent faibles. Les variables caractéristiques des antécédents de chaque événement pluvieux n'expliquent pas la masse mobilisée ». Des résultats similaires à ceux-ci ont également été obtenus par Langeveld et al (2005).

Un suivi continu de ce type sur une longue échelle de temps permet une connaissance très précise du système d'assainissement et peut être utilisable ensuite de différentes manières. La suite de cette partie est consacrée aux différentes applications pratiques de ce type de suivi observées dans la littérature.

Estimation des charges polluantes déversées dans le milieu naturel

Lors d'épisodes pluvieux, des déversements d'eaux usées peuvent avoir lieu via les déversoirs d'orage (DO) vers le milieu naturel. En France, l'arrêté du 22 juin 2007 impose l'estimation des charges de polluants déversés par les DO les plus importants (supérieurs à 10 000 EH). La ville de Dole (39) dont le réseau est majoritairement unitaire a fait le choix d'équiper, les deux plus gros DO du réseau, de turbidimètres. Après avoir établi une relation entre la turbidité et les MES et la DCO, les turbidimètres ont été installés. Couplés à un débitmètre, ces appareils permettent un suivi précis de la pollution déversée dans le milieu récepteur via ces deux DO (Roger et Tonghini 2010). D'autres sites ont été équipés dans le même objectif, c'est le cas de plusieurs DO en Seine-Saint-Denis (Vandelannoote et Desetables 2010).

Gestion en temps réel des flux de polluants

Faute de moyens pour évaluer les flux polluants, la limitation des rejets dans le milieu naturel est en général exprimée en termes de volumes d'eaux déversés et non de flux de polluants déversés. Dans ce cadre, l'utilisation de la mesure en continu de la turbidité amène un véritable plus vis-à-vis de la protection des milieux récepteurs (Lacour 2009). Effectivement au cours de cette étude, l'auteur a étudié plusieurs scénarios utilisant ou non la turbidité afin d'évaluer la réduction des flux polluants déversés. Cette étude montre qu'une diminution des flux polluants déversés de 5 à 33 % pourrait être enregistrée grâce à

cette mesure. De la même manière, l'utilisation de ces sondes sur l'optimisation du fonctionnement d'un ouvrage de décantation semble être très prometteuse.

La turbidité en réseau d'assainissement peut également être utilisée afin de gérer au mieux le devenir des eaux usées. Les travaux de Boutayacht et al (2010) et Rosier et al (2010) présentent des cas où la mesure en continu de la turbidité permet une amélioration de la gestion d'ouvrages tels que des bassins de décantation. Les vannes permettant l'orientation des eaux usées vers la station d'épuration ou vers le milieu naturel sont asservies à la turbidité ce qui permet une gestion optimale de l'effluent.

D'autres applications peuvent également être envisagées telles que l'autosurveillance de station d'épuration grâce à une sonde en entrée et en sortie de STEP. C'est ce qui a été effectué par Lombard et al (2010) ; l'auteur compare les flux mesurés par autosurveillance classique et par la mesure en continue. Les deux techniques donnent des résultats similaires aux incertitudes près. Ceci confirme l'intérêt de cette mesure dans l'utilisation potentielle pour les bilans réglementaires de stations d'épuration et les déversoirs d'orage. L'auteur précise également que ces données peuvent être utilisées afin de dimensionner de nouveaux ouvrages en fonction de critères basés sur les données de débit et de charge polluante.

1.3.3 La conductivité

Contexte et présentation

Si de nombreux travaux de recherche ont été menés en France et à l'étranger sur la mesure en continu de la pollution particulaire (essentiellement MES et DCO) via la mesure de turbidité, relativement peu ont été consacrés à la mesure en continu des polluants transitant sous forme dissoute dans les eaux usées.

Pourtant plusieurs polluants sont présents sous cette forme dans les réseaux d'assainissement et notamment l'azote. Il s'agit d'un paramètre qu'il est important de suivre notamment pour l'effet d'eutrophisation qu'il peut engendrer dans le milieu naturel.

Cette partie est donc consacrée à l'étude des travaux scientifiques menés sur la mesure en continu des polluants présents sous forme dissoute dans le réseau d'assainissement et plus particulièrement via la mesure de la conductivité.

La conductivité électrique traduit la capacité d'une eau à conduire le courant électrique. Cette notion est inversement proportionnelle à celle de résistivité électrique. L'unité de mesure communément utilisée est le micro siemens/cm ($\mu\text{s}/\text{cm}$). La conductivité est directement proportionnelle à la quantité d'ions dans l'eau. Ainsi, plus la concentration en ions sera importante, plus la conductivité sera élevée.

Utilisation de la conductivité en assainissement

L'utilisation la plus poussée de la mesure de la conductivité en assainissement est faite par Paffoni (1994). Dans cette étude, l'auteur a étudié la relation entre NH_4^+ et la conductivité sur plus de 40 déversements d'un DO de la région parisienne ; une relation entre ces deux paramètres a été obtenue. La mesure en continu de la conductivité a donc ensuite été utilisée pour estimer les quantités de NH_4^+ déversés vers le milieu récepteur. Ce résultat a été repris par Seild et al (1998) qui a incrémenté la relation et s'en est servi dans le même objectif.

Plusieurs autres études consacrées aux eaux usées mesurent la conductivité cependant, peu d'entre elles l'exploitent vraiment et s'en servent souvent comme information complémentaire ou pour valider les mesures de turbidité comme par exemple Métadier et Bertrand Krajewski (2012). Aumond et Joannis (2008) mesurent également la turbidité et la conductivité et se servent eux aussi de cette dernière pour interpréter les données de turbidité. Néanmoins ils vont également plus loin dans l'utilisation des données et se servent de cette mesure pour, entre autres, suivre l'infiltration d'eaux dans le réseau d'assainissement.

La conductivité a été utilisée dans plusieurs autres études liées aux eaux usées. Par exemple, Lombard et al (2010) l'utilisent en plus d'un turbidimètre afin d'évaluer la fraction de la DCO transitant sous forme dissoute. Ce type d'utilisation est relativement peu courant mais permet à l'auteur une évaluation plus précise de la concentration en DCO totale de l'effluent. Durant la même étude, l'auteur a également utilisé un spectromètre UV-visible afin de suivre en continu la concentration en sulfures dissous dans l'effluent.

Une autre étude menée par Le Bonté et al (2008) à Nancy utilise la conductivité dans les eaux usées. Durant cette étude, les auteurs cherchent à relier la conductivité à la concentration en ions dans les eaux usées. Il apparaît que le sodium, le potassium, l'ammonium et les ortho-phosphates contribuent pour 34 % à la conductivité des eaux usées. Ces paramètres suivent la pollution carbonée et donc l'activité humaine. En revanche, le calcium qui contribue à 22 % de la conductivité ne suit pas la même tendance et sa présence pourrait être due à la corrosion du béton des conduites ou à des infiltrations d'eaux claires parasites. Les auteurs indiquent que la variabilité de la conductivité n'est pas facile à lier à l'activité humaine. Ils observent une augmentation de la conductivité en début d'événements pluvieux, spécialement lorsque ces événements surviennent en été, précédés d'une longue période de temps sec et sont de forte intensité. Ce phénomène pouvant être dû au lessivage de matériaux accumulés en temps sec. Durant tous les autres événements, une diminution de la conductivité est observée due à la dilution des eaux usées par les eaux pluviales.

Enfin, les auteurs proposent l'utilisation de cette mesure en continu comme un système de contrôle permanent de la qualité des eaux usées. Cette idée va dans le même sens que l'étude de Levlin (2007) qui propose un suivi de station d'épuration et de son fonctionnement grâce à la mesure en continu de la conductivité. Il insiste sur le fait que cette mesure est relativement simple et peu onéreuse à mettre en place.

Kafi-Benyahia (2006) quant à elle ne suit pas en continu la conductivité mais s'en sert ponctuellement afin d'estimer la proportion d'eaux usées et d'eaux pluviales dans les échantillons prélevés. D'après ses résultats, la conductivité des eaux unitaires par temps de pluie est toujours inférieure à la conductivité des eaux usées de temps sec, ceci est d'autant plus marqué lorsque l'événement pluvieux est important. L'auteur utilise donc la conductivité comme un indicateur de la proportion eaux usées/eaux pluviales de l'effluent.

En début d'événements pluvieux, la conductivité de l'événement pluvieux est systématiquement inférieure à celle de temps sec ce qui indique qu'il n'y a pas de phénomène de « chasse » ou de « piston » qui indiquerait que les eaux pluviales poussent les eaux usées. Ce résultat n'est pas en accord avec celui observé par Le Bonté et al (2007) qui a observé, dans certains cas, une augmentation de conductivité en début d'épisode pluvieux. Pour finir, en fin d'événement pluvieux, l'auteur observe des conductivités plus faibles qu'en temps sec alors que le débit a retrouvé sa valeur de temps sec, la proportion d'eaux pluviales à ce moment peut être de l'ordre de 30 à 40 %.

1.3.4 Utilisation de ces paramètres en rivière

Si, comme cela a été démontré, la turbidité et la conductivité sont des paramètres souvent utilisés en assainissement, ils le sont également en rivière. Plusieurs études utilisent la turbidité pour suivre en continu la concentration en MES dans des cours d'eau, apportant ainsi une meilleure compréhension du fonctionnement du cours d'eau (Seild et al 1998, Old et al 2006). Ces mêmes auteurs utilisent également la mesure en continu de la conductivité en cours d'eau, notamment pour identifier les périodes de déversements via des DO. Cet exemple montre l'étendue des possibilités liées aux mesures en continu.

1.4 Contribution et impact de systèmes d'assainissement sur le milieu récepteur

1.4.1 Contexte

Les rejets d'eaux usées brutes, via les DO ou traitées à la sortie de la STEP, peuvent poser d'importants problèmes dans le milieu récepteur en particulier si la dilution de ces rejets est insuffisante (Gasperi et al 2008). Ils peuvent conduire à différentes contaminations : chimiques, physiques, bactériologiques et esthétiques. Les impacts peuvent être immédiats et/ou différés. Les effets immédiats sont par exemple un aspect visuel négatif lié à la modification de la coloration et à l'arrivée d'éléments flottants, de détritus et un apport de MES et de matières organiques. Les effets à long terme sont occasionnés par les polluants susceptibles de s'accumuler dans les sédiments et qui sont désorbés progressivement, mais aussi par des polluants dont l'effet est durable comme les métaux et les polluants organiques persistants (POP). Une perturbation des équilibres des écosystèmes et une modification des populations peuvent se produire. La gravité de ces effets dépend de la fréquence des événements, du volume et de la qualité des effluents rejetés. La complexité du fonctionnement des hydrosystèmes rend difficile l'évaluation de l'impact spécifique d'un rejet sur le milieu récepteur (Even et al 2007 ; Figuet et al 2000). Ces rejets sont alors susceptibles de perturber la vie aquatique mais aussi de perturber les usages de l'eau (alimentation en eau potable, pêche, baignade, sports nautiques...).

En France, la maîtrise des rejets urbains est devenue un enjeu crucial pour les gestionnaires de réseau d'assainissement en particulier en temps de pluie. De plus, la Directive Cadre Européenne de 2000 et l'objectif d'atteindre, en Europe, le bon état écologique pour les masses d'eau en 2015 a engendré un nombre important d'études sur le sujet (Parent-Raoult et Boisson 2007 ; Weyrauch et al 2010 ; Gagnon et Saulnier 2003 ; Passerat et al 2011 ; Even et al 2007).

La diversité de ces études rend difficile une liste exhaustive. Le nombre de paramètres et de facteurs à analyser et étudier sont très nombreux. En ce qui concerne les rejets urbains il existe un très grand nombre de paramètres pouvant être suivis (débit, pH, turbidité, conductivité, matières organiques, azotées ou phosphorées, germes pathogènes, métaux, HAP, PCB, pesticides, substances émergentes telles que les résidus médicamenteux...) et en différents points (sortie de STEP, DO, rejet pluvial...). Dans le milieu récepteur ces mêmes paramètres peuvent être analysés (plus l'oxygène dissous) à l'amont et à l'aval de la zone d'étude. Enfin, une étude écotoxicologique peut être menée. Etant donné le grand nombre de paramètres et de points de mesures à suivre, les études se focalisent souvent sur quelques paramètres.

La grande variété des paramètres et des sites de recherche étudiés rend délicat la comparaison d'études entre elles. Cette partie a donc pour objectif de tirer les grandes conclusions relatives aux différentes études menées sur le sujet. L'objectif de cette thèse n'étant pas l'étude écotoxicologique du milieu récepteur, ce sujet sera donc abordé de manière succincte.

1.4.2 Suivi du milieu récepteur

Pour suivre la qualité des milieux aquatiques recevant des rejets d'eaux usées, un paramètre souvent utilisé pour estimer l'impact de ces rejets est l'oxygène dissous. Plusieurs études menées sur la Seine à Paris se sont intéressées au suivi de ce paramètre (Seidl et al 1998, Even et al 2004, Even et al 2007). Seidl et al (1998) ont mesuré en continu l'oxygène dissous, la turbidité (corrélée aux MES) et la conductivité (corrélée à la concentration en NH_4^+) à l'aval d'un important DO parisien et ont observé une diminution de la quantité d'oxygène dissous dans le milieu récepteur due à la consommation de la matière organique par les bactéries.

Les études menées par Even et al (2007) et Event et al (2004) utilisent un modèle permettant de simuler l'impact sur la Seine des rejets permanents dus à la STEP et les rejets ponctuels d'eaux usées brutes dus aux DO. Jusqu'à la fin des années 1990, la Seine était en permanence soumise à des déficits en oxygène et 20 % de cette consommation était due aux rejets via les DO (la concentration en oxygène dissous était alors aux alentours de 4 mg/L). Avec l'amélioration du système d'assainissement, le modèle prévoyait une hausse jusqu'à 7,3 mg/L. Pour expliquer la consommation d'oxygène, les facteurs les plus représentatifs sont la quantité de bactéries apportées par le déversement et la quantité de matière organique biodégradable sous forme dissoute. Pour les grosses particules, une sédimentation rapide est observée. Les résultats montrent que 32 % de la consommation d'oxygène est due aux DO durant les mois d'été. Dans la Seine, l'activité du phytoplancton et des bactéries sont les principaux facteurs contrôlant l'oxygénéation.

La conclusion de cette étude est qu'il est indispensable de prendre en compte les DO dans les études relatives au milieu récepteur car ils peuvent avoir un impact fort. Les auteurs notent que malgré leur impact, les DO sont trop rarement étudiés. Ils mettent également en évidence la complexité de la réponse du milieu récepteur face à une pollution et que sa compréhension est un point clé pour ensuite optimiser le système de traitement.

D'autres études telles que Old et al (2006) et Old et al (2003) se sont consacrées au suivi en continu pendant un an, toutes les cinq minutes, du débit, de la turbidité (corrélée aux MES) et de la conductivité à l'amont et à l'aval d'une zone urbaine. Par temps de pluie, les mesures mettent en évidence une augmentation rapide et importante du débit et de la concentration en MES à l'aval de la zone urbaine. Cette augmentation est de courte durée et se propage rapidement plus à l'aval sous l'influence du courant. L'impact des DO est mis en évidence pour expliquer cette augmentation rapide et importante du débit et de la concentration en MES dans le milieu récepteur.

1.4.3 Etudes combinées des rejets d'assainissement et du milieu récepteur

➤ Apports de polluants via les déversoirs d'orage (DO)

Certaines études sont plus particulièrement orientées sur la contribution des DO et de la STEP sur les charges et les concentrations de polluants dans les milieux récepteurs. C'est par exemple le cas de Weyrauch et al (2010). Deux types de polluants sont considérés : ceux étant fortement traités ou retenus par la STEP (acide nitrilotriacétique) et ceux qui le sont faiblement (EDTA). Les auteurs démontrent que pour les polluants fortement retenus par la

STEP, environ 95 % de la charge déversée au milieu naturel est due aux DO. De plus, ces substances sont présentes ponctuellement mais en fortes concentrations dans le milieu naturel lors de déversements, ce qui amène la question de la perturbation pour la vie aquatique. Les polluants sur lesquels la STEP a un rendement épuratoire élevé sont souvent peu étudiés dans la littérature cependant l'apport important que peuvent avoir les DO montre qu'ils doivent être pris en compte dans les milieux récepteurs.

Cette étude menée dans la rivière Spree (Berlin) montre que les problèmes liés aux DO ne sont pas limités aux milieux récepteurs de faibles débits. De plus cette problématique est présente dans la plupart des grandes villes européennes et nord américaines possédant des réseaux d'assainissement unitaires.

Les déversements par les DO ne doivent pas être négligés en vue de la préservation de la qualité des milieux récepteurs. Ce type d'étude permet une première approche des problèmes liés à l'apport de polluants d'une zone urbaine sur un milieu récepteur et peut permettre des actions correctives ciblées.

L'étude de la problématique liée aux rejets de germes pathogènes dans les milieux récepteurs via les DO, est également présente dans la littérature. Effectivement la présence de ces germes dans l'eau peut poser des problèmes d'utilisation pour les sports nautiques et l'alimentation en eau potable par exemple. Passerat et al (2011) ont étudié l'impact des rejets de DO sur la qualité microbiologique de la Seine. L'étude a montré que suite à un épisode de déversement, la concentration en entérocoques et *Escherichia coli* dans les eaux de la Seine avait doublé. A l'aval du DO étudié, la concentration en germes pathogènes était 7 à 9 fois supérieure à celle mesurée à l'amont. Après 14 heures, la concentration avait diminué de 66 % pour *E. coli* et de 79 % pour les entérocoques. Cette diminution s'explique par les phénomènes de dilution, de mortalité et de sédimentation des particules auxquelles sont fixés ces organismes. Cette étude met en évidence l'apport très important de germes pathogènes dû aux DO dans la Seine et justifie les efforts mis en œuvre pour limiter les rejets. Ce type d'étude combinant des analyses au niveau des rejets et dans le milieu récepteur permet une meilleure compréhension des perturbations du milieu naturel.

L'étude menée par David et al (2013) s'est focalisée sur l'apport de sédiments dans la rivière Bode en Allemagne par les DO. Les résultats mettent en évidence qu'environ 10 % des sédiments présents dans le lit de la rivière proviennent des déversements via les DO. Ces sédiments contribuent à plus de 40 % de l'apport en matière carbonée, azotée et phosphorée ainsi que de l'apport en zinc et cuivre dans les sédiments du lit de la rivière.

➤ Apports de métaux par les STEP

De nombreuses études ont été consacrées à l'étude des métaux dans les milieux aquatiques et plus particulièrement lorsque ceux-ci reçoivent les eaux usées d'une zone urbaine (Guéguen et al 2000, Buzier et al 2011, Gagnon et Saulnier 2003, Thévenot et al 2007, Gobeil et al 2005).

Buzier et al (2011) ont étudié l'apport de métaux par différentes STEP dans la Seine par temps sec. Ils se sont plus particulièrement intéressés à la fraction labile de ces métaux. Les résultats montrent que la station d'épuration réduit de manière importante la concentration en métal total entre l'entrée et la sortie mais réduit faiblement la part de métaux labiles. Par temps sec et en période d'étiage les flux de métaux labiles rejetés vers la Seine sont équivalents à ceux présents dans la rivière pour la principale STEP (6 500 000 EH) et négligeables pour la plus petite (1 000 EH). En fait, il apparaît que le principal facteur est le taux de dilution. Pour une rivière équivalente à la Seine, pour un taux de dilution de 1/40 alors l'apport en métaux labiles de la STEP en temps sec aura une contribution de moins de 10 % sur le milieu récepteur.

Des résultats similaires ont été observés par Guéguen et al (2000) ; les concentrations en métaux dans la rivière Vistula (Pologne) sont équivalentes à celles observées en sortie de station d'épuration ce qui indique qu'il s'agit d'une relativement faible source de métaux mais aussi que la rivière contient de fortes concentrations dues notamment aux mines et industries situées à l'amont. La quantité de métaux (Pb et Cd) associés aux particules est importante ce qui limite leur toxicité. Gobeil et al (2005) ont également observé des résultats similaires au Québec. D'après cette étude, l'apport en métaux de la station d'épuration n'est que de 10 % environ pour Cu, Zn, et Cd et de moins de 3 % pour Al, Cr, As et Pb. Seul l'argent provient en grande partie des rejets de la STEP (environ 60 %).

1.4.4 RUTP et écotoxicologie

Certaines études se focalisent davantage sur la problématique des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) et des problèmes écotoxicologiques, c'est le cas de Parent-Raoult et Boisson (2007) qui effectuent un état des connaissances sur le sujet. Les auteurs précisent que ces rejets dans les milieux naturels sont épisodiques mais peuvent avoir des effets chroniques du fait de la répétition des phénomènes. Ces rejets peuvent altérer les différentes composantes des milieux récepteurs de plusieurs manières.

Ils peuvent modifier la composante physique par exemple en modifiant les écoulements, par érosion, par remise en suspension de dépôts ou par modification du lit de la rivière.

La composante chimique peut également être modifiée par des apports de MES, de fertilisants et de micropolluants. De ce point de vue, les effets peuvent être immédiats (apport de polluants dans le milieu naturel) ou différés. Effectivement, l'accumulation de MES peut engendrer des phénomènes d'envasement ou de colmatage. Ensuite, l'accumulation dans les sédiments ou dans les chaînes alimentaires de polluants persistants tels que les métaux ou les hydrocarbures peut avoir lieu.

Par la suite, des phénomènes de toxicité, de bioaccumulation et de sélection des espèces peuvent modifier la composante biologique. Cependant, la communauté scientifique s'accorde à dire que la caractérisation chimique des rejets n'est pas suffisante

pour évaluer de façon fiable leurs impacts car elle ne prend pas en compte les phénomènes de rémanence et de bioaccumulation des polluants dans les réseaux trophiques et apporte peu d'informations sur la compréhension écologique des mécanismes en jeu (Walsh 2000, Ellis et al 1995). Néanmoins, si l'intégration d'une caractéristique biologique est maintenant reconnue comme indispensable et plus particulièrement la nécessité d'intégrer des processus écologiques et toxicologiques dans l'évaluation du risque, il existe relativement peu d'études sur l'évaluation des impacts des rejets pluviaux urbains sur la vie aquatique (Ellis 2000, Marsalek et al 1999).

Dans ce domaine, il existe trois méthodologies différentes : les études de laboratoire, de terrain ou combinant les deux.

Dans les études de laboratoire, les organismes sont exposés à des RUTP synthétiques ou prélevés sur le terrain. Pour les études de terrain, les communautés en place sont étudiées directement dans le milieu naturel ; ce sont souvent les invertébrés benthiques qui sont utilisés.

Depuis quelques années, de nouvelles molécules sont recherchées dans les rejets urbains et dans les milieux naturels ; il s'agit entre autres des résidus de substances médicamenteuses et des polluants émergents. Les substances médicamenteuses, ingérées par l'homme ou les animaux d'élevages (anti cancéreux, antibiotiques, contraceptifs oraux...) peuvent être rejetées via les urines. Les stations d'épuration ne traitant pas forcément toutes ces molécules, une partie d'entre elles peuvent se retrouver dans le milieu naturel. Si l'impact de ces substances sur la vie aquatique a déjà été démontré, leur étude est très délicate du fait de leurs très faibles concentrations dans l'environnement et du nombre important de ces molécules et de leurs dérivés (Servos et al 2005, Miège et al 2006).

Finalement, d'après Parent-Raoult et Boisson (2007), la complexité des RUTP et la diversité des milieux récepteurs font qu'il est difficile de dresser un bilan exact des impacts. Une approche globale est préconisée mais difficile à mettre en œuvre. Pour les gestionnaires de l'assainissement, le problème est que les connaissances scientifiques ne permettent pas toujours d'apporter une solution universelle à ce type de problématique du fait de la complexité de l'ensemble des phénomènes mis en jeu (Desbordes et Hémain 1990).

1.5 Conclusion

Cette partie bibliographique montre qu'un grand nombre d'études a été mené sur le sujet de l'assainissement urbain et des contaminants qui y sont associés. Les paramètres physico chimiques globaux (MES, DCO, azote...), les métaux ou les HAP sont bien documentés dans la littérature. Les études disponibles démontrent l'existence d'une grande diversité spatio-temporelle dans les concentrations et le comportement d'un site à l'autre, en particulier pour les réseaux unitaires par temps de pluie (Kafi et al 2008 ; Suarez and Puertas 2005 ; Barco et al 2008). Ceci n'est pas surprenant car les eaux usées de temps de pluie sont composées d'eaux usées de temps sec (rejets domestiques, industriels), d'eaux de ruissellement et de sédiments issus de la remobilisation dans les réseaux, chacune de ces sources pouvant être caractérisée par des concentrations relativement variables. De ce fait, il est aisément concevable que ces mélanges puissent être eux aussi variables dans l'espace et dans le temps en fonction de la proportion de chacune des sources d'apports de polluants.

A ce niveau, l'objectif de la thèse est d'amener des informations relatives aux eaux usées, issues d'un nouveau site d'étude ne présentant pas les mêmes caractéristiques que les autres. Effectivement, le climat océanique de la zone d'étude, sa superficie importante (5 000 ha), la densité de population ou encore l'occupation du sol diffèrent des autres villes étudiées (principalement Paris, Lyon et Nantes en France). L'intérêt est alors de pouvoir comparer les résultats afin de confirmer les tendances observées et d'essayer d'expliquer la variabilité des résultats obtenus. Il faut également noter qu'il s'agit d'une des premières études de ce type menée dans le bassin Adour-Garonne.

En ce qui concerne l'étude des métaux dans les eaux usées, de nombreuses recherches ont été effectuées sur les phases particulières et dissoutes. L'étude préliminaire des métaux associés aux colloïdes a été abordée dans ce travail car elle reste à ce jour assez peu documentée. En effet, elle nécessite de coupler une méthode de fractionnement des colloïdes et une méthode analytique permettant l'analyse de métaux à l'état de traces, outils disponibles au LCABIE.

L'utilisation de la mesure de la turbidité en continu, pour estimer les concentrations en MES et DCO dans les eaux usées est un sujet bien documenté dans la littérature scientifique et semble être une approche prometteuse. Effectivement, elle permet un suivi instantané et à court pas de temps de la qualité des eaux usées ce qui permet une meilleure connaissance de l'évolution des concentrations en polluants. Cependant, les auteurs de ces études présentent des points qui doivent être approfondis afin de pouvoir étendre plus largement cette mesure. Effectivement dans les perspectives de sa thèse Lacour (2009) note : « Il serait intéressant de vérifier si d'autres bases de données de calibration confirment la précision des résultats obtenus à partir de la turbidité. De telles bases de données sont rares et il serait utile d'en constituer sur d'autres sites unitaires afin d'enrichir et de généraliser ces résultats ». Hannouche (2012) en arrive aux mêmes conclusions et rajoute : « la perspective la plus immédiate est de confirmer ces résultats sur d'autres jeux de données (à constituer) en réseau unitaire et de généraliser l'analyse à des réseaux séparatifs pluviaux ». Enfin, du fait de la spécificité de chaque capteur, et de la diversité du type de particules d'un site à l'autre Bertrand-Krajewski et al (2010) précise que les relations entre paramètres optiques et concentration en polluants doivent être établies spécifiquement pour chaque site de mesure

et pour chaque capteur. Les auteurs s'interrogent donc sur le type de résultats pouvant être obtenus sur d'autres sites de mesure afin de pouvoir les comparer entre eux et de pouvoir affiner ce type de mesure.

Pour améliorer la précision de la conversion turbidité/MES, Hannouche (2012) propose la réalisation conjointe de mesures en continu de turbidité et de prélèvements ; ceux-ci étant effectués en nombre limité à des moments stratégiques. Une autre voie d'amélioration possible proposée par Lacour (2009) ou encore Métadier and Bertrand-Krajewski (2012) est l'association de turbidimètres et de conductimètres afin d'avoir des informations sur la pollution dissoute ce qui permettrait d'améliorer les connaissances sur les flux de polluants.

En se basant sur d'importantes bases de données et afin de prédire les charges de pollution transitant dans le réseau d'assainissement par temps de pluie, plusieurs auteurs ont cherché à relier, à l'aide d'outils statistiques, les caractéristiques d'un événement pluvieux aux concentrations mesurées. L'utilisation de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) pour mettre en relation la turbidité, le débit et la période de temps sec précédent l'événement n'a pas donné de résultats satisfaisants (Lacour et al 2008). L'étude menée par Langeveld et al (2005) a cherché à relier la contrainte de cisaillement à la valeur de turbidité mais aucune relation directe entre ces paramètres n'a pu être mise en évidence. Ce point mérite d'être étudié plus en détails car il permettrait une meilleure compréhension du comportement des polluants dans le réseau d'assainissement.

D'autre part, les études récentes qui se sont intéressées à la détermination des contributions des différentes sources par temps de pluie soulignent que le rôle de la remobilisation dans les réseaux pourrait être prépondérant (Gromaire 1998 ; Gasperi et al 2010), même si cela peut varier (Becouze 2010). Il apparaît essentiel de préciser le rôle de cette source dans l'apport de polluants par les réseaux unitaires par temps de pluie. Accéder à cette source de façon détaillée n'est cependant pas une chose aisée et bien souvent elle est estimée indirectement. L'utilisation de la mesure de la turbidité en continu pourrait être une alternative intéressante dans ce sens.

En ce qui concerne la mesure en continu de la conductivité en système d'assainissement, il apparaît qu'elle est suivie au cours de plusieurs études. Cependant, son utilisation est souvent limitée au rang d'information complémentaire ou de validation de la mesure de turbidité. Pourtant, sa mesure en continu est relativement simple à mettre en place et permet de suivre les polluants présents sous forme dissoute comme le fait par exemple Paffoni (1994).

Finalement, sur ce sujet bien que de nombreuses études soient présentes, plusieurs points restent à compléter et à détailler afin de pouvoir utiliser plus largement ce système, c'est donc dans ce sens que ce travail va être orienté.

Enfin, en ce qui concerne le milieu récepteur, des travaux ont été menés depuis de nombreuses années en particulier pour étudier l'impact des rejets d'eaux usées. L'impact de ces rejets sur le milieu récepteur au niveau des DO a été mis en évidence à de nombreuses reprises (Weyrauch et al 2010 ; Even et al 2007 ; Passerat et al 2011). De part la réglementation en vigueur, les rejets de stations d'épuration par temps sec doivent faire l'objet d'un suivi régulier. Ils ne semblent pas être un point particulièrement critique vis-à-vis des études citées, sauf pour certains micropolluants faiblement traités par les procédés biologiques classiques (Gabet Giraud et al 2010). Cependant, un « cloisonnement » entre les études consacrées au milieu récepteur et les études consacrées aux rejets d'eaux usées semble avoir lieu. Effectivement de nombreux résultats sont disponibles sur les charges

polluantes rejetées vers le milieu naturel et de nombreux résultats sont disponibles sur le suivi de polluants dans les milieux aquatiques ou sur les problèmes d'écotoxicité. Mais peu d'entre elles étudient la continuité entre le système d'assainissement (réseau, DO et STEP) et le milieu récepteur. Celles qui le font étudient souvent quelques paramètres avant et après un point de déversement. Pourtant, cette vision globale semble indispensable pour prendre les bonnes décisions vis-à-vis de l'ensemble système d'assainissement/milieu récepteur (suppression ou déplacement d'un rejet, construction d'un bassin d'orage...). Enfin, peu de données sont disponibles quant aux contributions en termes de flux de polluants qu'ont les systèmes d'assainissement sur les milieux récepteurs associés. Sur ces points, l'étude menée va chercher à apporter de nouvelles informations.

2 MATERIEL ET METHODE

Ce chapitre est composé de quatre parties. La première partie présente la zone d'étude, la deuxième est relative à la présentation des équipements de mesure mis en place sur la zone d'étude. La troisième partie est consacrée à la présentation de la méthodologie utilisée pour le traitement des données. Enfin, la quatrième partie présente le détail des prélèvements et des analyses effectués au cours de cette thèse.

2.1 Présentation de la zone d'étude

2.1.1 La Communauté d'Agglomération Pau Pyrénées (CDAPP)

La CDAPP est un Etablissement Public de Coopération Intercommunal (EPCI) en place depuis le 1^{er} janvier 2000. Cet EPCI regroupe 14 communes (Pau, Bizanos, Billère, Gelos, Jurançon, Gan, Mazère Lezons, Lons, Lescar, Idron, Lee, Ousse, Sendets et Artigueloutan) situées dans le département des Pyrénées Atlantiques (64). Il a pour mission d'offrir à la population de l'agglomération paloise un cadre institutionnel organisé et adapté aux problématiques posées par l'aménagement du territoire, l'environnement, les déplacements urbains, le développement économique et l'emploi, dont les enjeux dépassent les frontières communales.

La compétence assainissement a été transférée à la CDAPP au 1er juillet 2006. Elle l'assure sur 9 communes uniquement : Billère, Bizanos, Gan, Gelos, Jurançon, Lescar, Lons, Mazères-Lezons, et Pau. L'assainissement des 5 autres communes est géré par le Syndicat d'Assainissement de la Plaine de l'Ousse (SAPO). La CDAPP se substituera à ce syndicat à compter du 31 décembre 2013. Au niveau de la zone d'étude, tous les réseaux d'assainissement sont gérés en régie ce qui donne à la CDAPP la responsabilité complète des investissements et du fonctionnement de l'assainissement. L'exploitation de la station d'épuration de Lescar est réalisée par VEOLIA sous le régime de marché d'exploitation. La capacité de traitement de l'ensemble des stations d'épuration de la CDAPP est de 195 000 Equivalents Habitants (EH) répartis entre la station d'épuration (STEP) de Lescar, dimensionnée pour 190 000 EH et la STEP de Gan, dimensionnée pour 5 000 EH. La STEP de Lescar a été conçue sur la base d'une filière de boues activées en aération prolongée assurant un traitement poussé de l'azote et du phosphore par voie biologique.

Les études et travaux réalisés dans le cadre de cette thèse ont été menés sur le bassin versant de la STEP de Lescar qui représente la zone la plus urbanisée et la plus peuplée. Les communes concernées sont celles de Pau, Gelos, Billère, Lons, Mazères-Lezons, Jurançon, Bizanos et Lescar (Figure 6).

La synthèse des différents plans des réseaux d'assainissement de la zone d'étude est en cours d'acquisition dans un SIG (système d'information géographique) à la CDAPP. Les données nécessaires à l'étude ont été extraites de plans papier et de fichiers informatiques disponibles sur certaines communes de la CDAPP.

La superficie de la zone d'étude est de l'ordre de 50 km² et compte environ 142 000 habitants (soit une densité moyenne de population de 28,4 habitants par hectare), l'assainissement collectif dessert plus de 95 % des habitations. Le système d'assainissement est composé d'environ 800 kilomètres de réseau d'assainissement essentiellement composé de fonte et de béton. Plus de 75 % de la population est raccordée à un réseau d'assainissement unitaire. 2 réseaux principaux de diamètre 1800 mm acheminent les effluents à la STEP de Lescar. L'un est situé au nord de la CDAPP et l'autre au sud (Figure 6), ils seront dénommés par la suite « réseau nord » et « réseau sud ».

La superficie du bassin versant du **réseau sud** est de 23 km² avec un coefficient d'imperméabilisation de 0,8 et une population d'environ 86 000 EH. Ce bassin versant est essentiellement constitué de quartiers résidentiels, de commerces et de restaurants, aucune industrie n'est présente. Il est drainé par le réseau sud qui collecte entre autres les eaux du centre ville historique et longe le Gave de Pau ; sa pente moyenne est de 1,1 %.

La superficie du bassin versant du **réseau nord** est de 11 km² avec une population d'environ 46 000 EH, son coefficient d'imperméabilisation est de 0,7 et il est essentiellement composé de zones résidentielles, industrielles et commerciales. La pente moyenne du réseau nord est de 0,8 %.

La Figure 6 présente la localisation géographique de la CDAPP et une vue aérienne de la zone d'étude avec le nom des communes concernées, la STEP et les réseaux nord et sud.

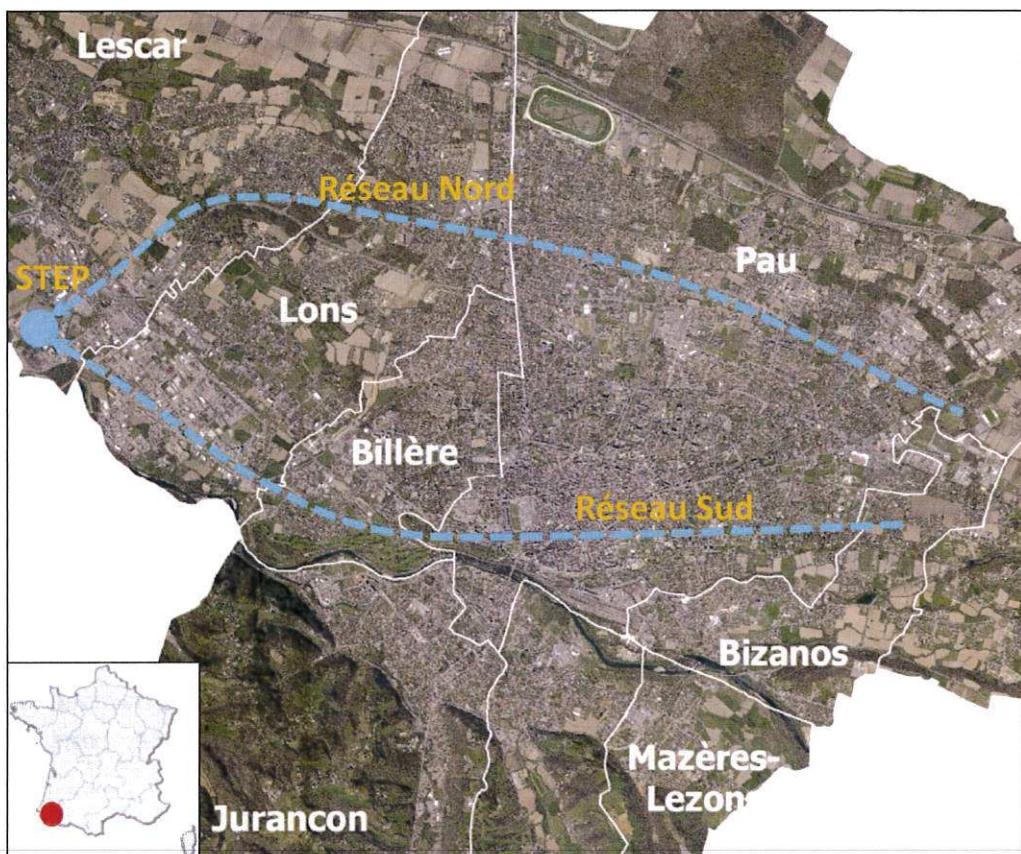


Figure 6. Localisation géographique de la zone d'étude et localisation de la STEP et des réseaux nord et sud

2.1.2 Présentation du Gave de Pau

➤ Présentation générale

Le Gave de Pau est le principal cours d'eau de la zone d'étude et c'est lui qui reçoit la majorité des rejets d'assainissement. Il provient principalement de la confluence de trois Gaves prenant leurs sources dans les Hautes Pyrénées : les Gaves de Gavarnie, de Cauterets et d'Azun, et de la rivière Ouzom. Il s'écoule sur un linéaire de 193 km jusqu'à l'Adour en traversant successivement les départements des Hautes Pyrénées (65), des Pyrénées Atlantiques (64) puis des Landes (40). Lors de la traversée des Pyrénées Atlantiques, il reçoit aussi les eaux d'une multitude de rivières du piémont pyrénéen dont les apports peuvent être significatifs (jusqu'à 50 % du débit) surtout en périodes pluvieuses lorsqu'il neige sur le massif pyrénéen.

Le bassin versant du Gave de Pau compte une population d'environ 297 600 habitants (recensement de 2006) dont plus de 60 % sont concentrés sur la zone urbaine de Pau.

Le Gave de Pau est une rivière typique de piémont en vallée glaciaire avec un régime nivo-pluvial. Il est marqué par :

- deux périodes d'étiage, une en fin d'hiver (février) et une en fin d'été (août/septembre),
- deux périodes de forts débits, une en mai-juin lors de la fonte des neiges et une en novembre/décembre lors de périodes de fortes précipitations.

➤ Description du tronçon étudié : entre Bizanos et Lescar

Durant cette thèse le Gave de Pau a été étudié entre la ville de Bizanos, située le long du Gave de Pau à l'amont de Pau et la ville de Lescar à l'aval (Figure 6). Le Gave de Pau a une largeur moyenne d'environ 30 à 60 mètres. Le Tableau 21 illustre quelques valeurs de débits du Gave de Pau entre l'amont et l'aval pour les périodes d'étiages et de crues.

Tableau 21. Débits caractéristiques (étiage, crue) du Gave de Pau au niveau de la zone d'étude (sources : rapport SOGREAH, 1991 et site web HYDRO, 2012).

| | Etiage (m ³ /s) | Crue biennale (m ³ /s) | Crue décennale (m ³ /s) | Crue centennale (m ³ /s) |
|------------------------|-------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|--|
| Bizanos (amont) | 17 - 20 | 375 | 510 | 810 |
| Lescar (aval) | 22 - 25 | 440 | 660 | 1 000 |

Les débits d'étiages de période de retour de 5 ans (Qmna5) varient entre 17 et 20 m³/s à l'amont et 22 et 25 m³/s à l'aval. En fonction de l'intensité des crues, le débit du Gave de Pau peut varier de 375 (biennale) à 810 (centennale) m³/s à l'amont de Pau et de 440 et 1000 m³/s à l'aval de Pau. La différence de débit entre l'amont et l'aval de Pau (25 % de débit supplémentaire à l'aval) est liée principalement à quatre rivières (Ousse, Soust, Neez et Hiès) dont la confluence se situe entre Bizanos et Lescar et aux rejets d'eaux traitées par la station d'épuration de la CDAPP à Lescar (environ 1 m³/s), ainsi qu'aux déversoirs d'orages par temps de pluies. D'un point de vue hydraulique, les variations peuvent être très importantes entre le débit d'étiage et une crue (facteur supérieur à 20).

➤ Objectifs de la DCE pour le Gave de Pau et les différents cours d'eau de la CDAPP

L'Annexe 1 présente les échéances du « bon état » des masses d'eaux sur le territoire de la CDAPP. Les objectifs de la DCE pour le Gave de Pau sont les suivants :

- le bon état d'ici 2015 pour le tronçon du Gave de Pau entre le confluent du Néez et le confluent de l'Ousse (amont de la CDAPP) ;
 - le bon état d'ici 2021 pour le tronçon entre le confluent de l'Ousse et le confluent du bras du Gave (aval de la CDAPP).

Les données concernant la qualité physico chimique de l'eau du Gave de Pau sont accessibles grâce au SIE (Système d'Information sur l'Eau) mis en œuvre au niveau national par l'ONEMA (Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques), sur le portail du site internet du Bassin Adour-Garonne. Le site « adour-garonne.eaufrance.fr » permet de connaître les évolutions annuelles de l'état des stations de mesures ayant permis de caractériser l'état des masses d'eau en 2006/2007. L'état des masses d'eau sera actualisé en 2013 (mais n'est toujours pas fait à l'heure actuelle). La Figure 7 montre l'état des masses d'eaux en 2006 sur le territoire de la CDAPP (en gris).

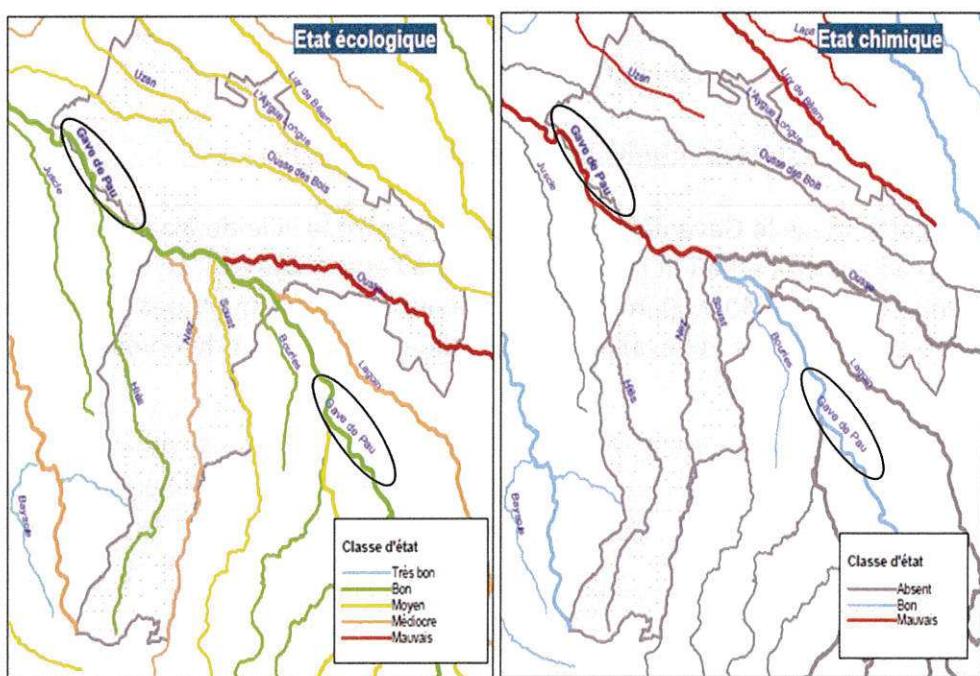


Figure 7. Etat écologique (à gauche) et chimique (à droite) du Gave de Pau et de certains de ces affluents en 2006 (Observatoire de l'eau du Bassin de l'Adour 2006).

L'état écologique est « bon » sur l'ensemble du Gave de Pau. Par contre, l'état chimique est « mauvais » sur la partie à l'aval de la CDAPP. L'état global du Gave de Pau sur cette zone est alors « mauvais » (données de 2006) et le paramètre déclassant était les chloroalcanes C10 C13.

➤ Estimation du débit du Gave de Pau au niveau de la zone d'étude

Il n'existe pas de station de mesure du débit du Gave de Pau au niveau de la CDAPP. Les stations de mesure les plus proches sont situées à Rieulhès à environ 30 km en amont de Pau et à Bérenx à environ 50 km à l'aval de Pau. Entre ces stations, 4 rivières se jettent dans le Gave de Pau à l'amont de Pau et 4 dans la CDAPP (Ousse, Soust, Neez et Hiès), enfin 8 rejoignent le gave entre l'aval de Pau et Bérenx. Sachant que ces rivières ont des tailles relativement équivalentes, le débit du Gave de Pau au niveau de la CDAPP devrait être intermédiaire entre les deux stations de mesure. Aussi, le débit du Gave de Pau au niveau de la zone d'étude a été estimé comme étant la moyenne du débit entre les stations de Rieulhès et de Bérenx. Les données de débits de ces stations sont accessibles jour par jour sur le site <http://www.hydro.eaufrance.fr/>. Ces estimations sont en accord avec l'étude réalisée en 1991 par le cabinet SOGREAH sur l'aménagement du Gave de Pau au niveau de la CDAPP (SOGREAH 1991).

2.2 Equipement du système d'assainissement

Cette partie présente l'ensemble des appareils installés pour le suivi du système d'assainissement, il s'agit des pluviographes, des débitmètres installés dans le réseau d'assainissement, des débitmètres situés sur les déversoirs d'orage (DO) et des sondes de conductivité et de turbidité. La Figure 8 présente la zone d'étude avec l'emplacement des débitmètres dans le réseau et les pluviographes.

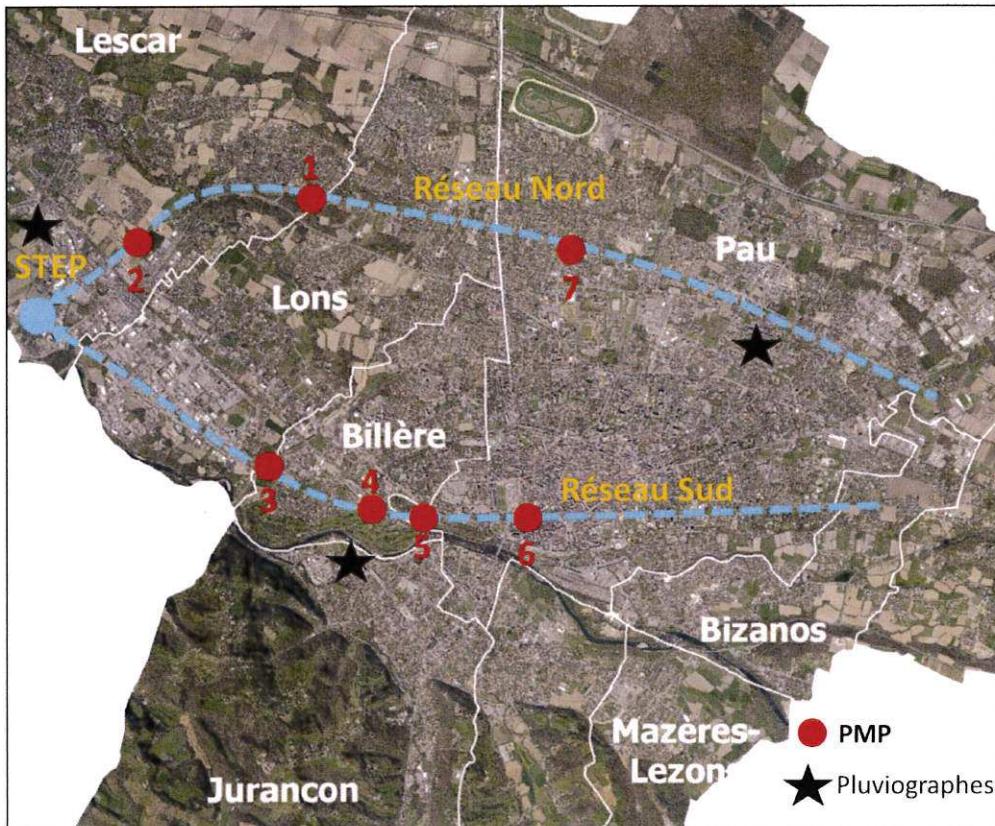


Figure 8. Présentation de la zone d'étude avec l'emplacement des débitmètres dans le réseau (PMP) et des pluviographes

2.2.1 Les pluviographes

Le suivi des précipitations est indispensable lors de l'étude d'un réseau d'assainissement unitaire. Les données permettent entre autres de mettre en relation les hauteurs d'eau précipitées avec l'évolution des débits dans le réseau et les déversements enregistrés au niveau des déversoirs d'orage.

En 2008 quatre pluviographes Pulsonic à auget basculeur double compartiment (Figure 9) ont été installés sur la CDAPP afin de suivre les précipitations (sur la Figure 8, seuls trois pluviographes sont présentés car il s'agit de ceux utilisés durant la thèse).

Les précipitations sont canalisées par un cône de réception de 1000 cm^2 . La gamme de mesure est de 0 à 450 mm/h avec une résolution de 0,2 mm et une incertitude de 2 %. Les mesures (au pas de temps de 6 minutes) sont renvoyées au niveau d'une unité centrale présente dans les locaux du service assainissement puis sont exploitées par le logiciel

Pulsowin version 3.01. Ce logiciel permet d'effectuer des bilans mensuels de la pluviométrie dans la zone considérée. Ils sont alimentés grâce à des panneaux photovoltaïques.

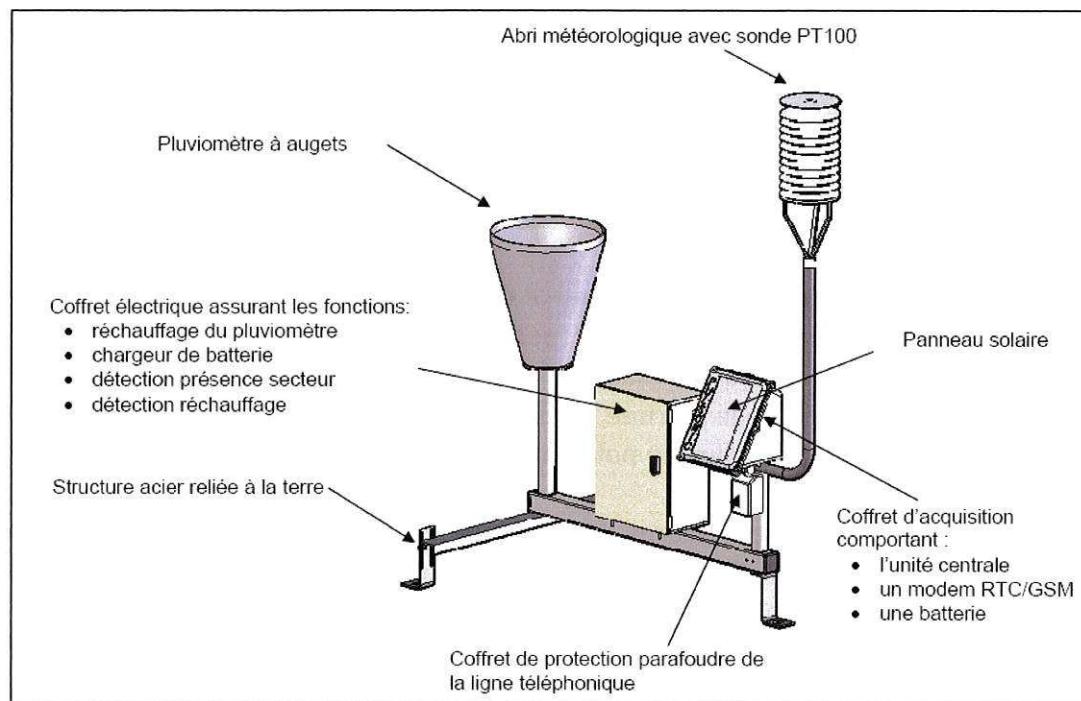


Figure 9. Schéma de principe d'un pluviographe Pulsonic à auget basculeur double compartiment installé sur la zone d'étude (source : Pulsonic)

L'autonomie énergétique et le renvoi automatique des données assurent une efficacité et une simplicité de fonctionnement et d'utilisation. Néanmoins, un entretien hebdomadaire sur chaque appareil est nécessaire afin d'éliminer les éventuels déchets obstruant le cône du pluviographe et de s'assurer du bon état général des appareils.

Les quatre pluviographes ont été répartis sur tout le territoire de la CDAPP afin de pouvoir suivre au mieux les précipitations. Dans le cadre de cette étude, celui de Gan n'a pas été utilisé car il est situé à l'écart de la zone d'étude. Le pluviographe de Lescar est situé au niveau de la STEP. Celui de Pau est situé au CTM (centre technique municipal) au nord est du centre ville à environ 9 km à « vol d'oiseau » de la STEP de Lescar. Enfin le pluviographe de Jurançon est installé à environ 1 km au sud est du centre ville historique de Pau et à 5 km de la STEP de Lescar.

Il s'est avéré que des trois pluviographes, c'est le pluviographe situé à Pau qui a permis d'obtenir les corrélations entre pluie, débits et déversements les plus robustes (analyses statistiques sur régression linéaires). Il a été utilisé jusqu'en 2011. L'appareil étant endommagé, à partir de 2012, c'est le pluviographe de Lescar qui a été utilisé.

Au cours de cette thèse, un événement pluvieux est comptabilisé si plus d'un millimètre est précipité. Pour séparer deux événements pluvieux, il faut au moins deux heures de temps sec. Dans le cas où il y a plus de deux heures de temps sec entre deux événements mais que les déversements n'ont pas cessé alors il s'agit d'un seul événement. Une hauteur de pluie de 1 mm correspond à l'apparition d'une augmentation de débit dans les collecteurs

c'est pour cela que cette valeur a été fixée. Cette définition est proche de celle retenue par Kafi-Benyahia (2006) qui comptabilise un événement si plus d'un millimètre de pluie est précipité et qui considère que deux événements sont distincts si une durée d'au moins 30 minutes s'écoule entre eux. Etant donné la taille du bassin versant plus importante pour la CDAPP, la durée de temps sec entre deux événements a été allongée à deux heures pour séparer deux événements.

2.2.2 Les débitmètres dans le réseau d'assainissement

La connaissance du débit en continu dans le réseau est également une donnée indispensable dans ce type d'étude. Elle permet d'étudier le fonctionnement et les problèmes liés à celui-ci. Cette information est en particulier nécessaire pour étudier l'évolution du débit au cours de la journée, l'étude des temps de réponse du système suite à un épisode pluvieux, calculer les flux de polluants...

En 2010, sept Points de Mesures Permanents (PMP) ont été installés sur des points stratégiques du réseau d'assainissement. Quatre débitmètres ont été placés sur le réseau sud et trois sur le réseau nord. Les données sont enregistrées au pas de temps de cinq minutes. Elles sont ensuite envoyées quotidiennement par SMS sur un poste central. Les données sont ensuite exploitées avec le logiciel Winfluid version 3.03. La localisation géographique de ces débitmètres est présentée dans la Figure 8. Le Tableau 22 présente le type d'équipements mis en place et les caractéristiques du réseau.

Tableau 22. Caractéristiques des points de mesures permanents du débit dans le réseau d'assainissement de la CDAPP

| PMP n° | Réseau Commune | Caractéristiques du réseau | Méthode de mesure du débit |
|--------|------------------------|--|---|
| 1 | Réseau nord Billère | Réseau Ø 1800 mm Profondeur 7 m | Mesure indirecte du débit (mesure de la hauteur d'eau) |
| 2 | Réseau nord Lescar | Réseau Ø 2200 mm Profondeur 2,5 m | Mesure par effet doppler |
| 3 | Réseau sud Billère | Réseau aval Ø 1600 mm Profondeur 2,5 m | Mesure par effet doppler |
| 4 | Réseau sud Billère | Réseau amont Ø 1200 m Profondeur 2,5 m | Mesure par effet doppler |
| 5 | Réseau sud Billère | Réseau aval Ø 1400 mm Profondeur 2,5 m | Mesure par effet doppler |
| 6 | Réseau sud Pau | Réseau amont ovoïde 2500/2000 mm Profondeur 2,5 m | Mesure indirecte du débit (mesure de la hauteur d'eau) |
| 7 | Réseau nord Pau | Réseau Ø 1600 mm Profondeur 2 m | Mesure par effet doppler |

Les PMP n° 2, 3, 4, 5, et 7 sont équipés de débitmètres Mainstream IV de marque Hydreka, il s'agit de débitmètres de type hauteur/vitesse dits à effet Doppler (Figure 10). Pour ces appareils, l'incertitude sur la mesure de débit est de 5 %. Le débitmètre est constitué des éléments suivants :

- Sonde hauteur :
type : piézorésistive, immergée
sortie : 4-20 mA
plage de mesure : 0-350 cm avec une résolution de 1 cm
- Capteur de vitesse :
capteur de vitesse d'écoulement du fluide
plage de mesure de 5 cm/s à 5 m/s avec une résolution de 0,5 mm/s
sortie: 4-20 mA
mesure bidirectionnelle de vitesse
- Unité centrale/enregistreur de données :
protection : IP 65
4 sorties 4-20 mA

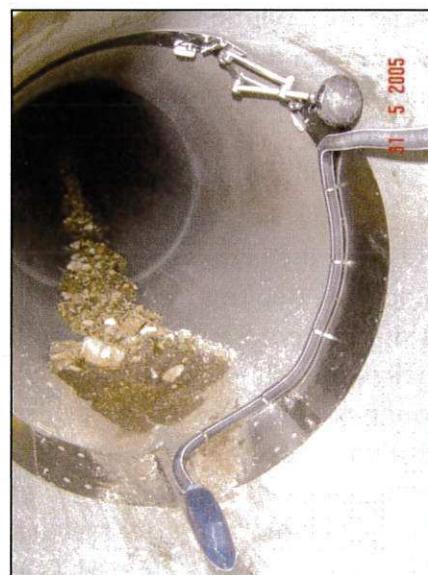


Figure 10. Photo d'un débitmètre Mainstream Hydreka dans une canalisation

Les PMP 1 et 6 sont équipés, quant à eux, d'une sonde à ultrasons SonicSens de marque Hydreka permettant de mesurer la hauteur d'eau dans la canalisation.

Au préalable un débitmètre hauteur/vitesse a été installé durant deux mois afin d'établir une relation entre la hauteur et la vitesse de l'eau sur le point. Après ce calage, la connaissance de la hauteur permet l'estimation de la vitesse et donc du débit. Ce système est installé dans les endroits difficiles d'accès où un débitmètre hauteur/vitesse serait trop délicat à entretenir sur le long terme (profondeur du réseau de 7 mètres et accès en voiture délicat).

Le débitmètre est constitué des éléments suivants :

- Sonde hauteur :
type : ultrasons
sortie : 4-20mA
plage de mesure : 8-500 cm avec une résolution de 1 %
- Unité centrale/enregistreur de données :
protection : IP 65
4 sorties 4-20 mA

Les débitmètres nécessitent un entretien ainsi qu'une vérification de leur bon fonctionnement de manière régulière. Cet entretien est effectué de manière hebdomadaire.

2.2.3 Les débitmètres sur les déversoirs d'orage

L'équipement des DO du réseau d'assainissement de la CDAPP a été réalisé selon les préconisations de l'arrêté du 22 juin 2007 :

- DO recevant une charge de pollution supérieure à 10 000 EH : mesure du débit déversé en continu et estimation de la charge polluante déversée,
- DO recevant une charge de pollution comprise entre 2 000 EH et 10 000 EH : estimation du débit déversé,
- DO recevant une charge de pollution inférieure à 2 000 EH : pas de mesures.

Sur le territoire de la CDAPP, il existe au total 44 DO. 27 de ces DO sont soumis à autosurveillance et ont été équipés de débitmètres en 2008. La localisation de ces 27 DO est présentée en Annexe 2 (le DO situé à l'entrée de la STEP de Lescar est présenté sur l'annexe mais est géré par le gestionnaire de celle-ci, il ne rentre donc pas en compte dans cette présentation. Sur ce DO, les données sont fournies par le gestionnaire de la STEP).

Sur ces 27 DO, 12 font l'objet d'une mesure en continu des débits et 15 font l'objet d'une estimation des débits déversés. Le matériel de débitmétrie a été adapté afin de répondre au mieux à la législation. Lorsque le débit doit être mesuré en continu, des débitmètres Hydreka Mainstream IV de type hauteur/vitesse à effet Doppler ont été installés (matériel identique à celui des PMP).

Pour estimer le débit déversé, une sonde piézorésistive Hydreka (identique à celle présente sur le débitmètre Mainstream IV) et une sonde de détection de liquide Hydreka ont été installées sur la lame du DO (Figure 11). Ce matériel permet d'enregistrer la hauteur d'eau sur la lame en fonction du temps. Connaissant la géométrie de l'ouvrage, cela permet d'estimer le volume déversé.



Figure 11. Photo de l'équipement du DO n°9 situé à Bizanos (estimation des débits déversés)

Les informations sont enregistrées au pas de temps de cinq minutes et sont ensuite envoyées sur un poste fixe à l'aide d'une carte SIM. Elles sont ensuite exploitées à l'aide du logiciel Winfluid 3.03.

2.2.4 Turbidimètres et conductimètres

Les sondes de turbidité installées sont de deux types :

- une sonde Hydreka TS 1000 Turbidity Sensor mesurant la turbidité par néphéломétrie sur une gamme de 0 à 1 000 NTU (Nephelometric Turbidity Unit),
- une sonde Hach Lange Solitax sc mesurant la turbidité par néphéломétrie sur une gamme de mesure de 0 à 4 000 NFU (Nephelometric Formazine Unit) (les NTU et les NFU sont équivalents) équipée d'un système de nettoyage par « balai essuie glace ».

La sonde de conductivité utilisée est un conductimètre inductif 3700 sc de marque Hach Lange. Ce type de conductimètre est beaucoup moins sensible au phénomène de développement de biofilm qu'un conductimètre classique c'est pourquoi il a été installé pour cette étude.

Les turbidimètres ont été installés en mars 2012 et le conductimètre en septembre 2012. Les données sont enregistrées toutes les cinq minutes et le temps d'intégration d'une mesure est de 15 secondes. Les mesures sont sauvegardées sur un enregistreur et sont régulièrement transférées vers un ordinateur portable. L'enregistrement d'une valeur toutes les cinq minutes résulte d'un compromis entre le fait d'avoir des mesures suffisamment proches dans le temps permettant un suivi précis de la qualité des eaux tout en ayant une quantité de données gérable. Pour ces capteurs, l'incertitude sur la mesure est de 5 %.

Les sondes ont été placées à l'entrée de la station d'épuration de Lescar entre le dégrillage et les vis de relevage (Figure 12). Ce site a été choisi car il permet la mesure de la turbidité et de la conductivité sur l'ensemble des effluents de la zone d'étude. De plus la

mesure est effectuée dans le même temps sur les effluents entrant dans la station d'épuration et déversés, via le DO de la STEP, vers le milieu récepteur.

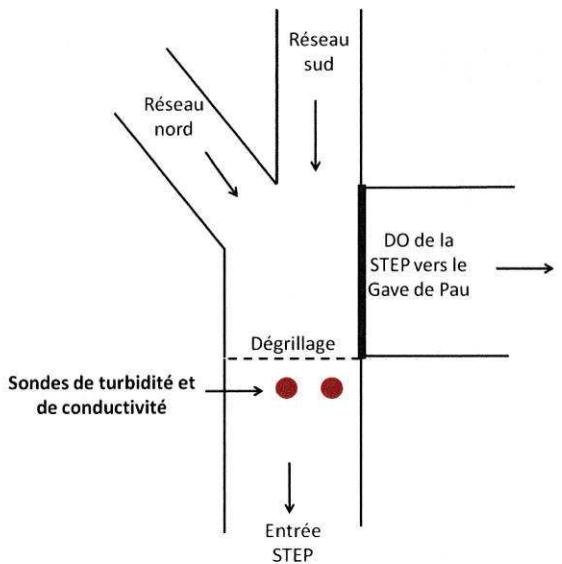


Figure 12. Schéma de l'emplacement des sondes de turbidité et de conductivité à l'entrée de la STEP de Lescar

Ce site présente également d'autres avantages tels que :

- facilité et sécurité d'accès,
- effluents homogènes,
- absence de bulle d'air (pas de turbulence à l'amont),
- diminution de la quantité de macro déchets due au dégrillage,
- sonde immergée en permanence dans les effluents.

Dans le réseau d'assainissement, les sondes peuvent être soumises à plusieurs perturbations : chiffons, papiers, feuilles, développement de biofilm... Ceci peut conduire à une perturbation des mesures ; un nettoyage manuel hebdomadaire est donc nécessaire (même lorsque la sonde est munie d'un dispositif de nettoyage de type « essuie-glace ») et permet de réduire significativement le nombre de mesures faussées. L'Annexe 7 présente des exemples de signaux perturbés par des phénomènes d'enrassement des sondes.

2.3 Méthodologie de traitement des données de turbidité

2.3.1 Traitement des données obtenues par la mesure en continu

Différentes techniques de traitement des données sont utilisées suivant les auteurs, la technique présentée ci-dessous reprend certains points issus d'autres études (Métadier and Bertrand Krajewski (2011) notamment) mais a été adaptée. L'objectif de ce traitement a été la mise au point d'une méthodologie permettant la gestion automatisée d'un nombre important de données brutes de turbidité. Le traitement des données se fait en quatre étapes :

- suppression des valeurs hors gamme,
- calcul du taux d'évolution et élimination des valeurs aberrantes,
- élimination des valeurs dont le taux d'évolution n'est pas compris entre les valeurs seuils définies,
- calcul de la moyenne mobile d'ordre 9 sur l'ensemble des données.

Cette méthodologie va être illustrée sur un exemple concret. La Figure 13 présente les mesures brutes de turbidité enregistrées entre le 16/03/2012 à 16H50 et le 18/03/2012 à 23H55, soient 685 mesures.

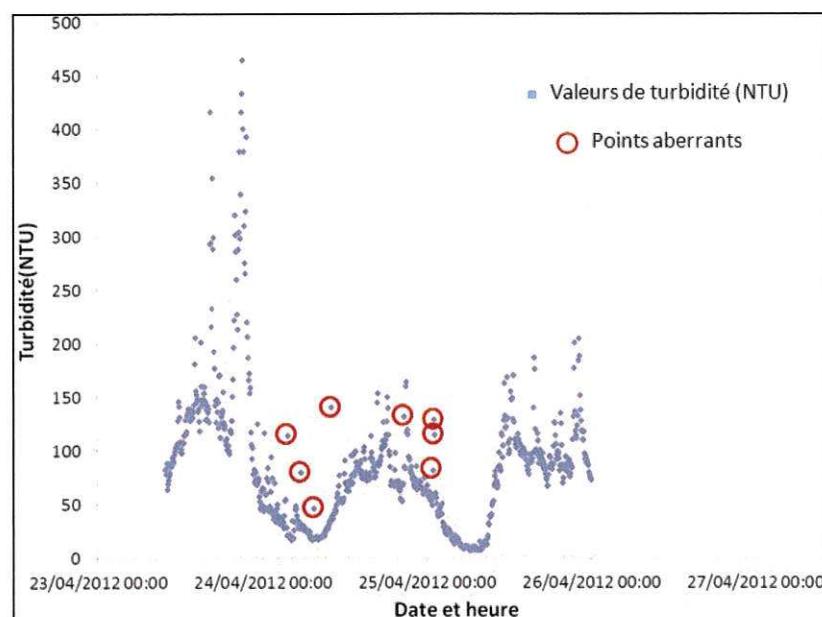


Figure 13. Données brutes de turbidité enregistrées à l'entrée de la station d'épuration de Lescar

Sur cette figure, certains points peuvent être considérés comme aberrants (cercles rouges). Il s'agit de points isolés qui ne suivent pas la tendance générale et qui doivent donc être supprimés avant de pouvoir exploiter ces données. La perturbation de la mesure provient dans la majorité des cas du passage d'un macro déchet sur la sonde.

Les trois étapes d'élimination de ces valeurs sont :

1) Suppression des valeurs hors gamme : inférieures à 10 NTU (valeur minimum de turbidité dans les eaux usées) ou supérieures à 1000 NTU (valeur maximale de turbidité dans les eaux usées). Ces valeurs peuvent être enregistrées lorsque la sonde est sortie de l'effluent lors de l'entretien, elles peuvent aussi être dues à la présence de macro déchets. Les valeurs supprimées sont remplacées par la moyenne des trois précédentes.

2) La seconde étape du traitement des données correspond au calcul du taux d'évolution pour chaque mesure de turbidité. Pour un couple de valeurs X_1 et X_2 le taux d'évolution correspond à la différence entre X_1 et X_2 le tout divisé par X_2 .

C'est la valeur du taux d'évolution qui va permettre de trouver un critère statistique permettant de supprimer les données anormales.

La Figure 14 présente l'histogramme et la « box plot » des taux d'évolution calculés pour la série de données présentée. L'Annexe 5 présente les éléments constitutifs d'une « box plot » ou « boîte à moustache ».

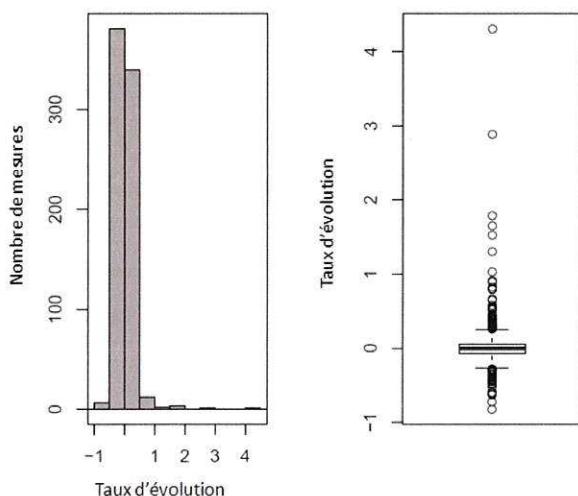


Figure 14. Histogramme et box plot du taux d'évolution des mesures de turbidité

Les valeurs du taux d'évolution représentées dans l'histogramme ci dessus montrent une distribution normale. Des valeurs de taux d'évolution particulièrement élevées sont cependant observées. La « box plot » est très allongée et présente de nombreuses valeurs extrêmes des taux d'évolution (outliers en blanc) caractéristiques des valeurs ayant subi une perturbation. Les valeurs extrêmes sont situées principalement en haut de la box plot ce qui prouve que les perturbations de mesures ont plutôt tendance à surestimer les valeurs de turbidité.

Les valeurs dont le taux d'évolution est supérieur à la valeur seuil ($Q_3 + 1,5 \times (Q_3 - Q_1)$), sont éliminées et remplacées par la moyenne des trois valeurs précédentes. Cette valeur seuil correspond à la valeur adjacente (extrémité supérieure de la moustache).

La Figure 15 présente les données de turbidité après la seconde étape de traitement des données.

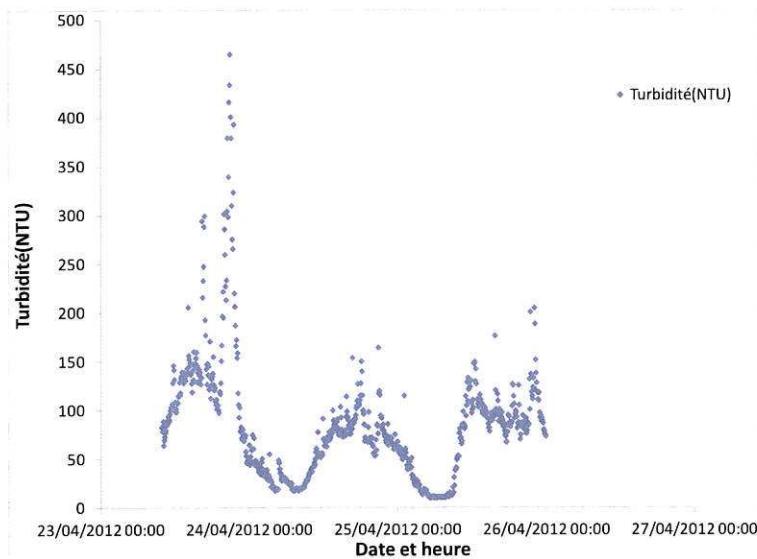


Figure 15. Les données de turbidité après la seconde étape de traitement des données

Sur la figure ci dessus, les valeurs isolées et aberrantes observées en Figure 13 ont été supprimées. Néanmoins, certaines valeurs restent encore à l'écart de la tendance générale.

3) Les deux premières étapes de traitement des données ne permettent pas forcément l'élimination de toutes les valeurs aberrantes. Une troisième étape de traitement des données est donc nécessaire, elle consiste à identifier les valeurs de turbidité ayant un taux d'évolution supérieur à la valeur seuil ($Q_3 + 1,5 \times (Q_3 - Q_1)$) et dont le taux d'évolution suivant n'est pas compris entre les extrémités inférieures ($Q_1 - 1,5 \times (Q_3 - Q_1)$) et supérieures ($Q_3 + 1,5 \times (Q_3 - Q_1)$) de la boîte à moustache. Ces valeurs identifiées sont remplacées par la moyenne des trois précédentes valeurs.

La Figure 16 montre l'évolution de la turbidité en fonction du temps à la suite des trois étapes de traitement des données.

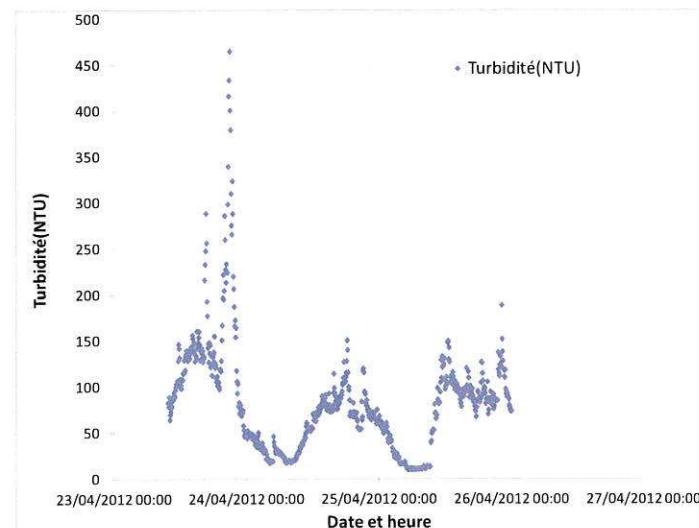


Figure 16. Les données de turbidité après les trois étapes de traitement des données

La mesure de conductivité est moins soumise aux perturbations que la mesure de la turbidité et le nombre de valeurs aberrantes est donc beaucoup plus faible, de ce fait seule l'étape numéro 1 est nécessaire.

4) Enfin, une moyenne mobile d'ordre 9 est appliquée afin de lisser les données sans toutefois sous estimer les variations de concentration. Ce traitement a été appliqué à toutes les données enregistrées *in situ* et les valeurs présentées par la suite seront présentées sous cette forme.

Les intervalles de confiances à 95 % pour les données en continu ont été déterminés en utilisant le calcul de l'intervalle de prévision d'une valeur individuelle comme explicité dans formule ci après. L'ajustement affine sert à prévoir une valeur attendue pour la variable Y (concentration en MES, DCO et azote) quand X=x₀ (turbidité ou conductivité) pour une valeur x₀ de X qui n'a pas été observée mais déduite des fonctions de corrélation (chapitre 4). Sous la condition que les variables aléatoires soient indépendantes et suivent une loi normale centrée et de variance σ², au risque α, l'intervalle de prévision de la valeur prise par la variable Y est égale à (Bertrand et Maumy Bertrand 2010) :

$$Y_0 \pm t_{n-2;1-\alpha/2} \sqrt{S^2_R \left(1 + \frac{1}{n} + \frac{(x_0 - \bar{x}_n)^2}{ns^2(x)}\right)}$$

Avec $S^2_R = \frac{(n)}{(n-2)} (1 - r^2) s^2(y)$ et n le nombre d'échantillons.

Où $s^2(y) = \frac{1}{n} (\sum_{i=1}^n y_i^2) - (\bar{y}_n)^2$ est la variance de l'échantillon des yi.

Dans la suite de l'étude, c'est cette relation qui sera utilisée afin de calculer l'intervalle de confiance de la variable Y. L'intervalle de confiance sera fixé à 95 %.

2.3.2 Exploitation statistique des données de mesures en continu

Le logiciel R a été utilisé pour l'ensemble des tests statistiques au cours de cette thèse. Il s'agit d'un logiciel libre de traitement des données et d'analyses statistiques. Il dispose de nombreuses fonctions graphiques et permet d'utiliser une grande variété d'outils statistiques (modélisation linéaire et non linéaire, analyses de séries temporelles, analyse en composantes principales, arbres de régression,...) (<http://www.r-project.org/>).

Les paquets (« packages ») utilisés dans cette thèse sont :

- R commander (Rcmdr) : ce package constitue un interface graphique pour l'utilisateur de R. Il a été utilisé pour la construction des Box plots et pour les essais d'ACP qui ont été faits.
- Rattle : comme pour Rcmdr ce package est une interface graphique permettant à l'utilisateur une utilisation simplifiée du logiciel. Ce package a été utilisé pour établir les arbres de régression.

Dans le but de prévoir et de modéliser le comportement des concentrations en polluants dans le réseau d'assainissement, de nombreux auteurs ont essayé d'établir des relations entre la turbidité (ou la concentration en polluants) et les paramètres qui

caractérisent les événements pluvieux (période de temps sec précédente, hauteur précipitée, intensité moyenne, intensité maximale,...) ou encore les caractéristiques du débit dans le collecteur (contrainte de cisaillement, débit moyen, débit maximal,...) (Langeveld et al 2005, Lacour 2009, Hannouche 2012, Métadier et Bertrand-Krajewski 2012). L'analyse en composante principale (ACP) est un outil souvent utilisé pour étudier des bases de données importantes. Néanmoins, si des tendances sont présentes (il semble au vu de ces études que la période de temps sec précédente et le débit de l'événement jouent un rôle prépondérant) aucune relation franche n'a pu être mise en évidence de manière statistique. Pourtant l'intérêt de pouvoir prédire le comportement des polluants pour un certain type d'épisode pluvieux est grand. Effectivement, d'un point de vue de la gestion des eaux usées, cela pourrait permettre au gestionnaire d'anticiper et de préparer une gestion adaptée aux caractéristiques de chaque événement.

Les résultats obtenus pour les 47 événements pluvieux durant les cinq mois étudiés ont fait l'objet d'une étude statistique. L'objectif de cette analyse est d'étudier les relations entre ces différents paramètres et plus particulièrement entre les caractéristiques des précipitations et des concentrations en polluants. Les paramètres testés dans l'étude ont été la durée (en heures), la hauteur des précipitations de l'événement en mm, son intensité maximale et moyenne en mm/h et la durée de temps sec précédente en jour (variables explicatives). Le volume déversé en m^3 , la concentration maximale en DCO et la concentration minimale en azote total représentent les variables cibles. Deux types de tests statistiques ont été mis en jeu. Dans un premier temps, des ACP ont été testées mais aucune relation n'a pu être mise en évidence. Ceci peut s'expliquer par les relations non linéaires existant entre les variables étudiées tels que la durée de temps sec et l'intensité de l'événement pluvieux ayant une influence sur les concentrations en polluant.

Un autre test statistique a par conséquent été choisi, il s'agit de l'utilisation de l'Arbre de Régression. Cette analyse permet de regrouper les objets multivariables de la matrice réponse en se basant sur des variables explicatives externes. C'est une forme de groupement sous contrainte qui réalise une succession de divisions (partitions) binaires des objets. Chaque partition des objets en deux groupes est faite de façon à minimiser l'impureté (ou erreur) de la variable réponse (Ouellette et al 2005). Pratiquement, cette méthode permet de modéliser les données caractérisées par des relations non linéaires entre les variables cibles (concentration en DCO ou MES durant un événement pluvieux par exemple) et les variables explicatives (caractéristiques des événements pluvieux : hauteur, intensité...) et de mettre en évidence des effets de seuils (Brind'Amour 2005). De'ath G. and Fabricius K. E. (2000) précisent que ce test permet de mettre en évidence des relations non linéaires entre les données et également les interactions entre les différents facteurs influençant le paramètre d'intérêt.

2.3.3 Courbes masse/volume

Les courbes masses/volumes sont présentes dans de nombreuses publications scientifiques (Métadier et Bertand Krajewski 2012, Bertrand-Krajewski et al 1998, Li et al 2007, Barco et al 2008, ou encore Diaz-Fierros et al 2002). Elles permettent d'avoir une vision simple de la répartition de la pollution au cours d'un épisode pluvieux et peuvent donc être très utiles dans l'objectif d'étudier les phénomènes de first flush ou pour le dimensionnement d'ouvrages de stockage. Ces courbes permettent une représentation synthétique de la dynamique de la distribution de la masse de polluants au cours de l'événement pluvieux et permettent de comparer les événements entre eux. La Figure 17 présente la répartition des différentes zones sur une courbe masse/volume ainsi qu'un exemple théorique de deux courbes.

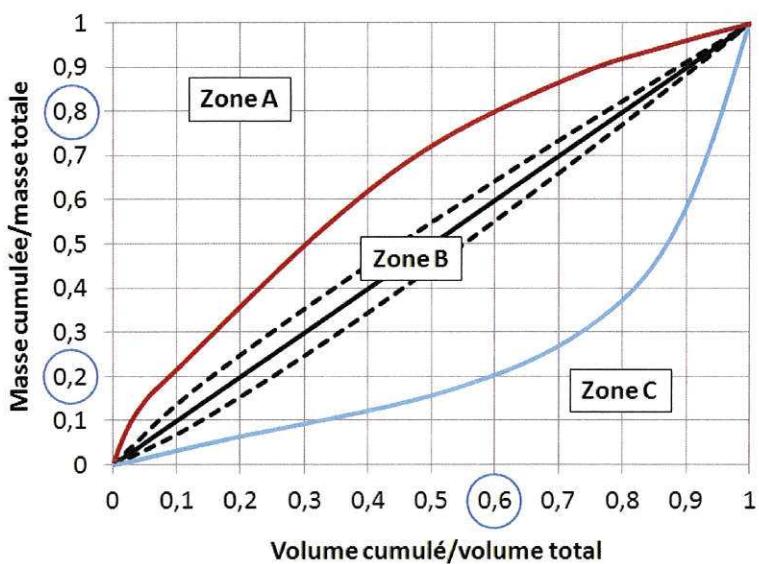


Figure 17. Présentation des différentes zones d'une courbe masse/volume et exemple d'une courbe en zone A (rouge) et en zone C (bleu)

Suivant les études, les auteurs distinguent plusieurs zones pour caractériser les courbes. Cette représentation en 3 zones : A, B et C est reprise de Lacour (2009) et de Métadier et Bertrand-Krajewski (2012) et semble être la plus intéressante. Bertrand-Krajewski et al (1998) utilise la même répartition mais distingue au total 6 zones en divisant toutes les zones par 2.

La figure ci-dessus présente un exemple théorique permettant de comprendre le fonctionnement de cette représentation. Pour l'événement représenté par la courbe rouge dans la zone A, il apparaît que 80 % de la masse transite dans 60 % du volume écoulé. Pour l'événement représenté par la courbe bleu dans la zone C, pour 60 % du volume écoulé, alors seulement 20 % de la masse de polluant est éoulée.

Voici comment se présente les trois zones :

- **Zone A** : cette zone est caractéristique des courbes parfaitement concaves, située largement au dessus de la bissectrice (trait noir plein) et a pour limite inférieure la courbe noire pointillée qui a pour équation $y = x^{0,862}$ où y est la fraction de polluants rapportée à la masse totale de polluants et x est la fraction de volume rapportée au volume total (Bertrand-Krajewski et al 1998). Pour les événements présents dans cette zone, Métadier et Bertrand-Krajewski (2012) parlent de « **first flush** » c'est-à-dire qu'une quantité importante de polluants est présente en début d'événement pluvieux dans un volume d'eaux usées relativement faible (la définition du first flush varie suivant les auteurs, c'est celle-ci qui sera retenue dans cette étude). En fin d'événement une faible quantité de polluants transite donc dans un volume important d'effluent. Pour des événements présents dans cette zone, la meilleure stratégie de gestion pour limiter les flux déversés consiste à gérer (stockage par exemple) le volume présent en début de déversement.
- **Zone B** : cette zone concerne les courbes proches de la bissectrice, elle est limitée par les courbes noires pointillées d'équation $y = x^{0,862}$ et $y = x^{1,159}$. La dynamique des polluants est alors très proche de celle du débit et le pourcentage de volume stocké sera alors du même ordre de grandeur que la quantité de pollution stockée.
- **Zone C** : les courbes dans cette zone sont largement sous la bissectrice et la limite est la courbe d'équation $y = x^{1,159}$. Dans l'objectif de limiter la quantité de pollution rejetée au milieu récepteur, le stockage du premier volume écoulé a peu d'intérêt pour ces événements puisqu'il est peu concentré. C'est pour des événements de ce type que la gestion en temps réel (GTR) est intéressante et permettrait le stockage des eaux les plus concentrées pouvant s'écouler en fin d'événement pluvieux.

Cette définition des trois zones a été reprise et légèrement modifiée de Lacour (2009). Effectivement l'auteur classe également dans la zone C les courbes présentant des changements de concavité. Dans ce travail, une classification légèrement différente a été adoptée : si des courbes changent de zone elles seront identifiées dans deux zones (une courbe A-B sera donc une courbe qui a une partie en zone A puis une autre partie en zone B).

Pour la construction de courbes masse/volume la mesure en continu des concentrations en polluants apporte deux avantages importants par rapport à la méthode traditionnelle composée de prélèvements ponctuels suivis d'analyses. Premièrement, les prélèvements sont généralement faits en utilisant des préleveurs automatiques composés de 24 flacons de prélèvement ce qui ne permet pas forcément une bonne représentativité de l'évolution de la pollution au cours d'un épisode pluvieux. Deuxièmement, le suivi continu permet l'étude d'un grand nombre d'épisodes pluvieux présentant des caractéristiques différentes et permet de tracer de nombreuses courbes. L'étude qui s'en suit est d'autant plus intéressante et précise que le nombre et la diversité des événements étudiés sont grands.

2.4 Prélèvements d'échantillons et analyses

2.4.1 Prélèvements

Les prélèvements ont été réalisés avec des préleveurs automatiques Neotek 3700 ISCO. Ces appareils programmables permettent de prélever un volume défini suivant un pas de temps programmé par l'opérateur. La Figure 18 présente un préleveur automatique utilisé dans cette étude. Les échantillons ont été systématiquement conservés au froid (4°) et analysés au laboratoire dans les 24 h suivant les protocoles décrits dans la partie suivante consacrée aux analyses.

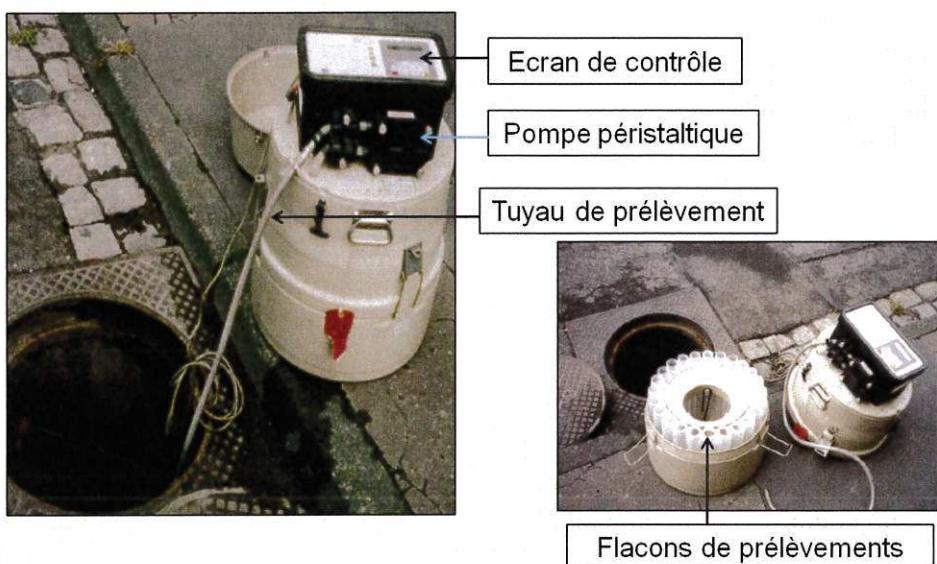


Figure 18. Préleveur automatique ISCO 3700 utilisé au cours de la thèse

Trois types de campagnes de prélèvements et analyses ont été menés durant la thèse : prélèvements sur l'ensemble du système d'assainissement, prélèvements à l'entrée de la STEP de Lescar au niveau des sondes de mesure en continu et prélèvements dans le milieu naturel. Chaque type de campagne a un objectif précis et celles-ci sont détaillées ci-dessous.

➤ Prélèvements dans le réseau d'assainissement pour la caractérisation des eaux usées

Ces campagnes effectuées sur des périodes de 24h ont essentiellement été menées durant les années 2010 et 2011. Leur objectif était de caractériser d'un point de vue physico-chimique les eaux usées de l'ensemble de la CDAPP en différents points et lors de différentes conditions climatiques.

Cinq campagnes de prélèvements ont été menées simultanément sur les deux réseaux principaux : le réseau nord et le réseau sud avant leur arrivée à la STEP. Il s'agissait dans ce cas d'étudier les différences entre ces deux réseaux ayant des bassins versants différents.

Ensuite quatre campagnes ont été menées sur 6 Postes de Relevage (PR) répartis sur l'ensemble de la zone d'étude et caractéristiques de bassins versants particuliers (industriels, résidentiels et mixtes). L'objectif de cette partie était d'étudier les différences de concentration en polluants dans les eaux usées en fonction du lieu de prélèvement et du bassin versant situé à l'amont.

Le Tableau 23 récapitule la stratégie d'échantillonnage et les caractéristiques de chacune des campagnes de prélèvement. Le démarrage des préleveurs est programmé par l'opérateur de manière à ce que le prélèvement débute simultanément à une heure précise sur les points étudiés. Pour les prélèvements par temps de pluie, le préleur est programmé de manière à ce que le premier échantillon soit constitué avant le début de l'événement pluvieux.

Tableau 23. Caractéristiques des campagnes étudiées pour la caractérisation des eaux résiduaires urbaines et stratégie d'échantillonnage

| Date | Sites | Temps de pluie | Volume prélevé (mL) | Intervalle de prélèvement (h) | Nombre de flacons de 1 litre par campagne (24 h) |
|------------------|--------------------------------|----------------|---------------------|-------------------------------|--|
| 7 avril 2010 | Réseau nord et sud | x | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 20 avril 2010 | Réseau nord et sud | | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 5 mai 2010 | Réseau nord et sud | x | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 22 juin 2010 | PR Indus Nord et Battan | | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 5 juillet 2010 | PR Jean Biray et Jurançon | | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 14 juillet 2010 | PR Ousse Bordeaux et Hauterive | | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 6 septembre 2010 | Réseau nord et sud | x | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 15 mars 2011 | Réseau nord et sud | x | 120 | 0,5 | 6 x 2 |
| 22 novembre 2011 | Indus Nord | | 120 | 0,5 | 6 |

On incrémentera dans un flacon de 1 litre 8 prélèvements de 120 mL soit 960 mL obtenu sur une durée totale de 4 heures.

Sur les postes de relevage, les campagnes ont été menées en temps sec et au niveau des collecteurs nord et sud, 4 campagnes ont été menées par temps de pluie. Différentes conditions climatiques ont été échantillonnées afin d'étudier le comportement du réseau d'assainissement dans le maximum de situations envisageables. Elles permettent notamment la comparaison entre temps sec et temps de pluie, l'étude du first flush et les effets de dilution. Le Tableau 24 présente les caractéristiques de ces événements pluvieux.

Tableau 24. Présentation des caractéristiques des événements pluvieux étudiés

| Date | Précipitation (mm) | Durée (h) | Intensité moyenne (mm/h) | Intensité maximale (mm/h) | Période de temps sec précédente (j) |
|------------------|--------------------|-----------|--------------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| 7 avril 2010 | 15,3 | 10 | 1,5 | 2,8 | 2 |
| 5 mai 2010 | 43 | 23 | 1,9 | 3,7 | 0 |
| 6 septembre 2010 | 16 | 5 | 3,2 | 8,8 | 13 |
| 15 mars 2011 | 25,5 | 17 | 1,5 | 5 | 13 |

Ces événements pluvieux ont été choisis car ils sont représentatifs de la zone d'étude, d'autre part, ils présentent des caractéristiques différentes les uns des autres ce qui permet de comparer l'évolution des concentrations en fonction de leurs caractéristiques. La hauteur de pluie cumulée durant la campagne varie de 15,3 à 43 mm avec une durée de 5 à 23 heures. L'intensité maximale est elle aussi très variable puisqu'elle est comprise entre 2,8 et 8,8 mm/h, enfin la durée de temps sec varie entre 0 et 13 jours.

Durant les périodes pluvieuses, les prélèvements ont été faits dans le réseau au niveau de la lame déversante des DO. L'hypothèse que les eaux usées transitant dans la canalisation à cet endroit étaient identiques à celles déversées a été posée. L'objectif est de connaître les concentrations dans les eaux déversées et dans les eaux se dirigeant vers la station d'épuration avec un seul préleur.

La Figure 19 présente la localisation des points de prélèvements sur la zone d'étude.

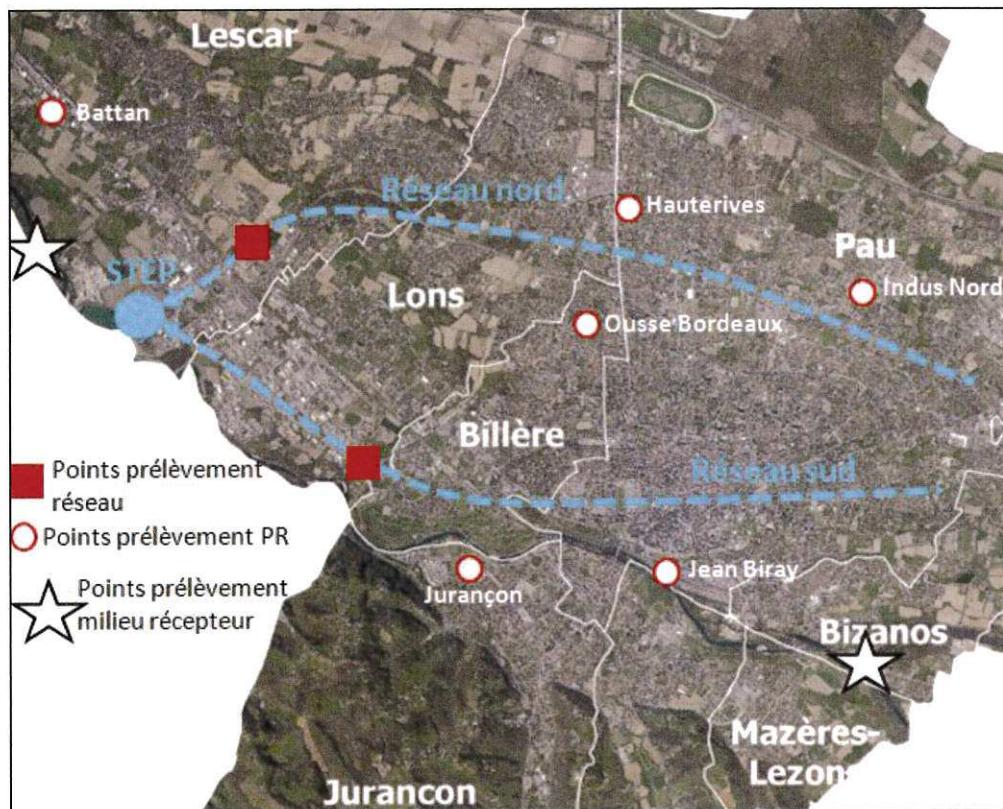


Figure 19. Localisation des points de prélèvements sur le réseau, les PR et dans le milieu récepteur

Sur l'ensemble de ces échantillons les paramètres suivants ont été analysés : pH, conductivité, turbidité, MES, DCO, azote total et métaux (cf partie suivante). Sur une partie d'entre eux, les HAP ont été analysés. Le Tableau 25 présente ces échantillons.

Tableau 25. Echantillons sur lesquels les HAP ont été analysés

| Site | Date et heure | Echantillon de temps de pluie |
|-------------------|----------------------|-------------------------------|
| Réseau sud | 20/04/10 9h-12h30 | |
| | 21/04/10 5h-8h30 | |
| | 05/05/10 9h-12h30 | |
| | 05/05/10 13h-16h30 | x |
| | 06/09/10 11h-14h30 | |
| | 07/09/10 7h-10h30 | |
| | 15/03/11 17h-17h30 | x |
| | 15/03/11 17h30-18h30 | |
| | 16/03/11 2h30-3h | x |
| | 16/03/11 3h-4h30 | x |
| Réseau nord | 20/04/10 9h-12h30 | |
| | 21/04/10 5h-8h30 | |
| | 05/05/10 9h-12h30 | |
| | 05/05/10 13h-16h30 | x |
| | 07/09/10 10h30-14h | |
| PR Battan | 08/09/10 2h30-6h | x |
| | 22/06/10 6h-9h30 | |
| PR Indus Nord | 22/06/10 17h-20h30 | |
| | 23/06/10 1h-4h30 | |
| PR Jean Biray | 05/07/10 9h-12h30 | |
| | 06/07/10 1h-4h30 | |
| PR Jurançon | 05/07/10 11h-14h30 | |
| | 06/07/10 3h-6h30 | |
| PR Ousse Bordeaux | 14/07/10 8h30-12h | |
| | 15/07/10 00h30-4h | |
| PR Hauterives | 14/07/10 8h30-12h | |
| | 15/07/10 00h30-4h | |

Les résultats issus de ces campagnes de mesures ont servi d'une part à caractériser les eaux usées en différents points de la zone d'étude et lors de différentes conditions météorologique mais ont permis également d'étudier au laboratoire les relations pouvant exister entre d'une part la DCO, les MES et la turbidité et d'autre part entre la conductivité et l'azote total. Par temps sec, des échantillons prélevés en journée durant la période maximale d'activité et d'autres prélevés la nuit ont été analysés afin d'observer les éventuelles différences.

➤ Prélèvements pour la vérification de la mesure en continu

Validation des flux journaliers

Ces campagnes de prélèvements ont permis de comparer les flux de polluants mesurés par les capteurs en ligne (turbidimètre et conductimètre) à ceux mesurés par prélèvement d'eau puis analyse au laboratoire.

Au total, 12 campagnes ont été menées depuis la mise en place des capteurs en mars 2012. Pour ces prélèvements, la crêpine de prélèvement a été placée à proximité des capteurs de turbidité et de conductivité en ligne.

Un prélèvement de 100 mL a été effectué toutes les 30 minutes pendant 24h, ce qui correspond à un volume de 4,8 litres prélevés par jour. Les analyses sont effectuées sur cet échantillon global.

Validation des corrélations entre concentration en polluants et paramètres optiques

L'objectif de ce contrôle est de valider régulièrement les droites de corrélations établies en 2011 entre les MES, la DCO et la turbidité d'une part et entre l'azote total et la conductivité d'autre part. 5 campagnes de prélèvements ont été effectuées depuis la mise en place des capteurs. Lors de ces prélèvements, la crêpine est fixée aux capteurs de turbidité et de conductivité en ligne. Un prélèvement ponctuel de 1L toutes les 4h est effectué pendant 24h conjointement à la mesure de turbidité du capteur en ligne (intégration sur 15 s) soit 6 prélèvements par jour. Les 6 échantillons sont analysés de manière standardisée et ces résultats sont comparés à ceux obtenus grâce aux capteurs et reportés sur les droites de régressions afin de s'assurer de leur validité dans le temps.

Ces campagnes permettent également de vérifier que les corrélations établies à partir d'échantillons prélevés sur l'ensemble de la CDAPP sont valables à l'entrée de la STEP où sont installées les sondes.

➤ Prélèvements dans le milieu récepteur

Localisation des points de prélèvements

Pour évaluer la contribution en flux de polluants du système de la CDAPP sur le Gave de Pau, des échantillons ont été prélevés en amont de l'agglomération de Pau à Bizanos (avant toute influence des rejets de la CDAPP). Des prélèvements ont été effectués en simultané à la sortie de la STEP de Lescar et sur le DO principal situé à l'entrée de la STEP.

Enfin, des prélèvements ont également été effectués durant les mêmes périodes à l'aval de la zone d'étude, au pont de Lescar environ 300 mètres après le rejet de la STEP et des principaux DO afin d'étudier si l'influence des rejets se traduisait par un changement des concentrations du milieu récepteur.

La Figure 19 présente les points de prélèvements dans le milieu récepteur.

Stratégie d'échantillonnage

Le Tableau 26 récapitule l'ensemble de la stratégie d'échantillonnage menée pour l'étude du milieu récepteur.

Tableau 26. Récapitulatif de la stratégie d'échantillonnage utilisée pour l'étude de la contribution des flux de polluants de la CDAPP sur le Gave de Pau

| Site de prélèvement | Volume prélevé (mL) | Intervalle de prélèvement (h) | Nombre de flacons de 1 litre par campagne (24 h) |
|--------------------------------|----------------------------|--------------------------------------|---|
| Milieu récepteur (amont CDAPP) | 330 | 1 | 8 |
| Milieu récepteur (aval CDAPP) | 330 | 1 | 8 |
| DO STEP | 330 | 1 | 8 |
| Sortie STEP | 330 | 1 | 8 |

Suivant les situations, ces échantillons peuvent être regroupés ou analysés séparément. Une campagne de mesure est alors composée d'au moins quatre échantillons.

Campagnes de prélèvements

Au total, 12 journées de prélèvements ont été effectuées durant lesquelles une très grande variété de conditions météorologiques et hydrologiques est représentée. Les prélèvements ont été menés avec un débit du Gave de Pau allant de 19 à 200 m³/s, des périodes de temps sec et de temps de pluie avec des précipitations allant de 0 à 27,5 mm/j. Le détail des conditions hydro-climatiques lors des campagnes de prélèvements est présenté dans le Tableau 27.

Tableau 27. Récapitulatif des conditions de prélèvements dans le milieu récepteur

| Date (année 2012) | Débit du Gave de Pau (m³/s) | Précipitations (mm) |
|--------------------------|---|----------------------------|
| 14/15 mars | 31 | 0 |
| 21/22 mars | 33 | 6,8 |
| 26/27 mars | 33 | 0 |
| 18/19 avril | 52 | 10,4 |
| 10/11 mai | 118 | 0 |
| 21/22 mai | 200 | 27,5 |
| 7/8 juin | 83 | 0 |
| 11/12 juillet | 36 | 0 |
| 25/26 juillet | 31 | 0 |
| 26/27 juillet | 33 | 8,4 |
| 23/24 aout | 19 | 0 |
| 18/19 septembre | 19 | 5 |

Hypothèses

Durant ces 12 campagnes de prélèvement, seul le DO de la STEP qui représente les volumes déversés les plus importants (40 % du volume total déversé, voir chapitre 3) a fait l'objet de prélèvements. D'un point de vue technique, il n'était pas possible de faire des prélèvements sur tous les DO se rejetant dans le Gave de Pau. Sur les autres DO, les débits déversés sont connus et les concentrations ont été estimées à partir de celles mesurées sur le DO de la STEP. En 2009 , des prélèvements simultanés effectués sur l'ensemble des DO du réseau sud ont permis de démontrer une homogénéité dans les concentrations en polluants entre les différents DO (Annexe 3). Ceci est probablement dû, d'une part à leur faible espacement géographique et d'autre part à leur situation sur le même réseau (réseau sud). Par la suite, l'étude s'est donc focalisée sur le DO le plus important et les concentrations ont été appliquées à l'ensemble des autres DO se déversant dans le Gave de Pau.

Par conséquent, l'estimation des contributions repose sur les hypothèses suivantes :

- les affluents du Gave de Pau rejoignant celui-ci dans la zone d'étude ont des concentrations en polluants (hors influence de rejets) du même ordre que le Gave de Pau ;
- les débits moyens de ces cours d'eau sont similaires aux 12 autres se jetant dans le Gave de Pau en dehors de l'agglomération entre Rieulhès et Bérenx ;
- les concentrations en polluants des déversoirs d'orages de la CDAPP restent relativement constantes dans le temps et l'espace.

2.4.2 Analyses

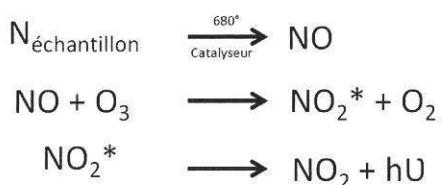
Pour chaque échantillon, les MES, la DCO, l'azote total, les métaux, la conductivité, la turbidité et le pH ont été mesurés. Dans certains cas, les HAP ont été analysés.

➤ Analyse des éléments globaux

Les analyses de MES ont été effectuées par filtration puis pesée différentielle selon la norme NF T 90-105. Chaque analyse a été effectuée en triplicat afin de pouvoir déterminer l'écart type associé à la mesure. Des blancs effectués avec de l'eau ultra pure ont été analysés tous les dix échantillons.

Au niveau de la mesure de la DCO, compte tenu du nombre élevé d'échantillons, le choix a été fait d'utiliser la mesure par colorimétrie avec des micros tubes Aqualytic. L'étalonnage a été effectué avec des solutions d'hydrogénophtalate de potassium. Deux gammes de tubes (0 – 1500 mg O₂/L et 0 – 150 mg O₂/L) ont été utilisées en fonction de la concentration de l'eau à analyser (la gamme la plus basse a été utilisée avec les eaux prélevées dans le Gave de Pau). Afin de valider cette mesure, des comparaisons ont été effectuées avec la méthode normalisée NFT 90 101, un écart inférieur à 10 % a été systématiquement observé. De plus l'utilisation d'une solution certifiée Chem-Lab à 1000 mg O₂/L a été utilisée lors de chaque campagne d'analyse, les écarts observés avec l'échantillon de référence sont également inférieurs à 10 %. Comme pour les MES les mesures ont été faites en triplicat et un blanc à l'eau ultra pure a été effectué tous les dix échantillons.

La mesure de l'azote total a été effectuée par le module azote d'un COTmètre Shimadzu TOC – V_{CSH} avec une oxydation catalytique à 680°C et une détection par chimiluminescence (norme NF EN 14211) sur l'échantillon brut. Le principe de mesure est présenté ci-dessous :



L'étalonnage de l'appareil est effectué avec des solutions de nitrate de potassium. Comme pour toutes les autres analyses, les mesures ont été faites en triplicat et des blancs d'eau ultra pure sont analysés tous les dix échantillons. Des échantillons de concentration connue ont été préparés et analysés lors de chaque campagne d'analyse afin de valider la mesure.

Pour la mesure de turbidité en laboratoire, deux types de sonde par mesure néphélométrique ont été utilisés. Il s'agit d'une sonde TS 1000 Hydrex et d'une sonde Solitax sc Hach Lange.

L'étalonnage a été effectué avec de la formazine qui est l'étoile normalisé (norme ISO 7027) pour la turbidité, elle est utilisée pour étalonner le turbidimètre au laboratoire ; la gamme d'étalonnage comporte six niveaux : 0, 50, 250, 400, 500 et 800 NTU.

La formazine étant un produit nocif et instable, elle est essentiellement utilisée au laboratoire. Sur le terrain, du kieselgur a été utilisé (terre de diatomée, constituée de particules de silice d'une granulométrie de 0,1 à 5 µm). Avant son utilisation, l'étalonnage au kieselgur a été comparé à la formazine et validé. Tous les mois, trois points sont vérifiés : 0 g/l, 0,1 g/l et 0,5 g/l à l'aide du kieselgur, l'objectif est de vérifier sur le terrain que l'appareil ne dérive pas.

Le conductimètre utilisé est un conductimètre inductif 3700 sc Hach Lange. Les conductimètres inductifs présentent l'intérêt d'être beaucoup moins sensibles à l'encrassement que les conductimètres à cellules. L'étalonnage a été effectué avec différentes solutions de NaCl présentant des conductivités de 0, 100, 250, 500, 1000, 5000 et 10 000 µS/cm. Les vérifications mensuelles sur le terrain ont été effectuées elles aussi avec des solutions de NaCl.

➤ Analyse des métaux

Préparation et minéralisation

Après prélèvements, les échantillons ont été filtrés sous vide sur des filtres en acétate de cellulose Sartorius Stedium ayant un seuil de coupure de 0,45 µm. Il est généralement admis que ce seuil départage la phase dissoute et la phase particulaire, ces deux phases ont ensuite été analysées. La concentration totale en métal est établie en faisant la somme de la concentration dans la phase dissoute et dans la phase particulaire.

La phase dissoute a été acidifiée à pH = 1 avec de l'acide nitrique (65 % Atlantic labo Instra). Les filtres contenant les particules ont été minéralisés avec un mélange d'acides : 8 mL HNO₃ (65 % Atlantic labo) et 2 mL HF (60 % Atlantic labo) sous champ micro-ondes. L'appareil utilisé est un Milestone Ethos touch control. La procédure de minéralisation comprend deux étapes : i) rampe de température jusqu'à 200°C pendant 20 minutes avec une puissance de 1 000 watts, ii) stabilisation pendant 20 minutes à 200°C. Les minéralisats sont ensuite ramenés à 50 mL avec de l'eau MilliQ et dilués par 10 avant d'être analysés.

Analyse

Pour les éléments majeurs présents à fortes concentrations dans les eaux : aluminium (Al), calcium (Ca), fer (Fe), potassium (K), magnésium (Mg) et sodium (Na) les analyses ont été réalisées par ICP AES (Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry).

L'ICP-AES utilisé est un Activa M Horiba Jobin Yvon, les paramètres de l'appareil lors de l'analyse sont récapitulés dans le Tableau 28.

Tableau 28. *Conditions d'analyses de l'ICP AES Activa M utilisé pour l'analyse des métaux*

| Paramètres ICP AES (Activa M Horiba Jobin Yvon) | Valeurs |
|--|----------------|
| Puissance (W) | 1200 |
| Gaz plasmagène (L/min) | 12 |
| Gaz gainage (L/min) | 0,2 |
| Débit de nébulisation (L/min) | 0,82 |

L'étalonnage est effectué grâce à des solutions monoélémentaires SCP Sciences à 1000 µg/mL.

Le Tableau 29 présente la gamme d'étalonnage, les incertitudes et les limites de détection et de quantification pour les éléments analysés.

Tableau 29. Gamme d'étalonnage, limite de détection et de quantification et incertitude pour les métaux analysés en ICP AES

| Eléments | Limite de détection (µg/L) | Limite de quantification (µg/L) | Gamme d'étalonnage (mg/L) | Longueur d'onde (nm) | Incertitude (%) |
|----------|----------------------------|---------------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------|
| Ca | 71 | 237 | 0,1 - 100 | 317,933 | 2,1 |
| Mg | 4 | 14 | 0,1 - 100 | 383,827 | 1,6 |
| Na | 560 | 1866 | 0,1 - 100 | 589,592 | 1,5 |
| K | 38 | 128 | 0,1 - 100 | 766,490 | 2,2 |
| Al | 4 | 11 | 0,01 - 1 | 167,018 | 4,3 |
| Fe | 5 | 17 | 0,01 - 1 | 259,940 | 3,7 |

Les métalloïdes (arsenic (As) et étain (Sn)) et les métaux lourds tels que le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), et le zinc (Zn) ont été analysés par ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry) qui permet d'analyser les éléments présents à très faible concentration grâce à des limites de détection beaucoup plus basses que l'ICP-AES. Par la suite, ces éléments seront dénommés « métaux ».

L'ICP-MS utilisé est un Agilent 7500ce, les paramètres de l'appareil utilisé au cours des analyses sont décrits dans le Tableau 30.

Tableau 30. Conditions d'analyse de l'ICP MS Agilent 7500ce utilisé pour l'analyse des métaux

| Paramètres ICP MS (Agilent 7500ce) | Valeurs |
|------------------------------------|---------|
| Cônes | Nickel |
| Puissance RF (W) | 1500 |
| Carrier gas (L/min) | 0,9 |
| Make up gas (L/min) | 0,1 |

Afin de limiter les interférences poly-atomiques, la cellule de collision est utilisée avec un mélange d'hydrogène et d'hélium avec chacun un débit de 1 mL/min.

Le Tableau 31 présente les isotopes étudiés, la gamme d'étalonnage, les incertitudes et les limites de détection et de quantification pour les métaux analysés.

Tableau 31. Gamme d'étalonnage, limite de détection et de quantification et incertitudes pour les métaux analysés en ICP MS

| Eléments | Isotopes étudiés | Limite de détection ($\mu\text{g/L}$) | Limite de quantification ($\mu\text{g/L}$) | Gamme d'étalonnage ($\mu\text{g/L}$) | Incertitudes (%) |
|----------|------------------|---|--|--|------------------|
| Cu | 63 ; 65 | 0,5 | 1 | 0,02 - 50 | 2,4 |
| Zn | 66 | 0,3 | 1 | 0,02 - 50 | 1,1 |
| Pb | 206 ; 207 ; 208 | 0,02 | 0,05 | 0,02 - 50 | 2,6 |
| Cd | 111 ; 112 ; 114 | 0,005 | 0,01 | 0,02 - 50 | 4,1 |
| As | 75 | 0,02 | 0,07 | 0,02 - 50 | 3,3 |
| Sn | 116 ; 118 ; 120 | 0,007 | 0,02 | 0,02 - 50 | 3,1 |
| Cr | 52 ; 53 | 0,1 | 0,3 | 0,02 - 50 | 2,2 |

Afin de s'assurer de la validité des résultats, plusieurs précautions ont été prises. Tout d'abord tous les réactifs utilisés sont de qualité « Instra ». L'eau de dilution utilisée est une eau ultra pure. Lors de l'analyse, tous les échantillons possèdent un étalon interne : l'indium qui est ajouté à environ 1 $\mu\text{g/L}$ dans l'échantillon. Cet étalon interne permet essentiellement de se prémunir des dérives de l'appareil. Au cours de la séquence, des blancs sont analysés tous les 5 échantillons ainsi que des échantillons de référence certifiés. Deux matériaux certifiés sont utilisés, il s'agit de l'eau 1643e ainsi que de la boue de station d'épuration certifiée CRM029.

➤ Analyse des HAP

Les données issues de la littérature montrent que les HAP sont essentiellement fixés sur la phase particulaire (85 – 97 %) (Hoffman et al. 1984, Marsalek 1990, Zgheib et al 2011). C'est donc la phase particulaire qui a été analysée en priorité.

Extraction

Les échantillons prélevés lors des différentes campagnes sont filtrés à 1,2 μm avec des filtres en fibre de verre préalablement pesés. A l'issue de la filtration ces derniers sont séchés à l'étuve puis à nouveau pesés pour en déduire la quantité de MES. L'analyse des HAP liés à ces MES nécessite une extraction. L'extraction est réalisée par ASE (Accelerated Solvent Extraction) (ASE 200 Dionex). Les conditions d'extraction sont les suivantes :

- solvant : acétone,
- durée d'extraction : 11 min,
- pression : 110 bars,
- température : 110 °C.

Les extraits obtenus après extraction sont évaporés au Rotavapor (bain à 40°C, pression de 450 mbar et 125 rpm) puis le résidu est repris dans 1 mL de solution de dichlorométhane contenant 2 mg/L de cyclododécane (CDD, Fluka® étalon interne (GC)) et transféré dans un vial en vue de l'analyse par GC-MS. La méthode d'extraction a été validée sur un matériau de

référence (CRM 088 TechLab) (rendement d'extraction pour les HAP analysés compris entre 92 et 103 %).

Analyse

L'analyse des HAP contenus dans les vials est effectuée par GC-MS (Gas Chromatography Clarus 680 – Mass Spectrometry Clarus 600 S Perkin Elmer) ; les conditions opératoires sont décrites dans le Tableau 32.

Tableau 32. Conditions opératoires du CG-MS pour l'analyse des HAP

| GC | Références de la colonne | Zebron ZB-XLB-HT INFERNO | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---|-------------------------------|---|----------|---------------|------------------------|---|--|--|------|-----|-------------|-----|--------|-------------|------|-----|-------------|-----|---------|-----|-----|-------------|------|-----|-------------|-----|-----|-----|-----|--------------|-----|-----|-----|-----|---------------|-------|-----|-----|-----|------------|-----|-----|-----|-----|---------|---------|---------------|--------------|---------|-------|---------|------------------|--|
| | Dimensions de la colonne | 30 mL x 0,25 mm ID x 0,25 µm df | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Programme de température | Temperature initiale : 80 °C (2 min) Ramp 1 : 20°C/min jusqu'à 250°C Ramp 2 : 8°C/min jusqu'à 300°C Ramp 3 : 20°C/min jusqu'à 360°C puis palier pendant 3 min | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Injection | Automatique Volume injecté : 1 µL Rinçages : 2 avant et 2 après injection avec de l'échantillon Température de l'injecteur : 300°C Split : rapport de split de 5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Temps d'élution | 20,75 min | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Débit | 2 mL/min | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| MS | Type d'acquisition | SIR (single ion recording) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | Fenêtres d'acquisition en SIR | <table border="1"> <thead> <tr> <th>Composés</th> <th>m/z recherché</th> <th>Fenêtre de temps (min)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td colspan="3"><i>Délai d'élution du solvant pendant 4 min</i></td></tr> <tr> <td>Naph</td> <td>128</td> <td>3,80 – 4,20</td> </tr> <tr> <td>CDD</td> <td>55/168</td> <td>4,70 – 5,20</td> </tr> <tr> <td>Acyl</td> <td>152</td> <td rowspan="2">5,80 – 6,50</td> </tr> <tr> <td>Ace</td> <td>153/154</td> </tr> <tr> <td>Fle</td> <td>166</td> <td>6,70 – 7,10</td> </tr> <tr> <td>Phen</td> <td>178</td> <td rowspan="2">7,80 – 8,50</td> </tr> <tr> <td>Ant</td> <td>178</td> </tr> <tr> <td>Fla</td> <td>202</td> <td rowspan="2">9,70 – 10,50</td> </tr> <tr> <td>Pyr</td> <td>202</td> </tr> <tr> <td>BaA</td> <td>228</td> <td rowspan="2">12,40 – 12,90</td> </tr> <tr> <td>Chrys</td> <td>228</td> </tr> <tr> <td>BbF</td> <td>252</td> <td rowspan="3">14,90 – 16</td> </tr> <tr> <td>BkF</td> <td>252</td> </tr> <tr> <td>BaP</td> <td>252</td> </tr> <tr> <td>dB(ah)A</td> <td>278/139</td> <td rowspan="3">17,20 – 18,20</td> </tr> <tr> <td>I(1,2,3-cd)P</td> <td>276/138</td> </tr> <tr> <td>BghiP</td> <td>276/138</td> </tr> </tbody> </table> | Composés | m/z recherché | Fenêtre de temps (min) | <i>Délai d'élution du solvant pendant 4 min</i> | | | Naph | 128 | 3,80 – 4,20 | CDD | 55/168 | 4,70 – 5,20 | Acyl | 152 | 5,80 – 6,50 | Ace | 153/154 | Fle | 166 | 6,70 – 7,10 | Phen | 178 | 7,80 – 8,50 | Ant | 178 | Fla | 202 | 9,70 – 10,50 | Pyr | 202 | BaA | 228 | 12,40 – 12,90 | Chrys | 228 | BbF | 252 | 14,90 – 16 | BkF | 252 | BaP | 252 | dB(ah)A | 278/139 | 17,20 – 18,20 | I(1,2,3-cd)P | 276/138 | BghiP | 276/138 | Méthode utilisée | Mode d'ionisation : EI+ Temps inter acquisition : 0,1 s |
| Composés | m/z recherché | Fenêtre de temps (min) | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Délai d'élution du solvant pendant 4 min</i> | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Naph | 128 | 3,80 – 4,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| CDD | 55/168 | 4,70 – 5,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acyl | 152 | 5,80 – 6,50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ace | 153/154 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fle | 166 | 6,70 – 7,10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Phen | 178 | 7,80 – 8,50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ant | 178 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fla | 202 | 9,70 – 10,50 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pyr | 202 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BaA | 228 | 12,40 – 12,90 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chrys | 228 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BbF | 252 | 14,90 – 16 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BkF | 252 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BaP | 252 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| dB(ah)A | 278/139 | 17,20 – 18,20 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| I(1,2,3-cd)P | 276/138 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BghiP | 276/138 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

Un étalonnage avec étalon interne est réalisé à partir d'une solution mère de 16 HAP (CHEM.LAB - ampoule de 1mL - solution standard de 16 HAP à 200 mg/L, solvant dichlorométhane : benzène (1 :1)) dans du dichlorométhane (Fluka Analytical) et l'étalon interne est le CDD à 2 mg/L. Six points de gamme sont utilisés entre 0 mg/L et 100 µg/L. La solution à 0 mg/L (blanc) correspond à un filtre ayant subi toutes les étapes d'extraction et une filtration avec de l'eau ultra pure. Les limites de détections moyennes ont été estimées à 0,004 µg/L et les limites de quantifications moyennes à 0,01 µg/L. Les incertitudes varient suivant les éléments entre 5 et 15 %.

➤ Etude des colloïdes

La séparation des colloïdes est effectuée par la technique de fractionnement par couplage flux-force. Plus précisément, un système de fractionnement de type Asymetrical Flow, Field Flow Fractionation (A4F) a été utilisé.

Le principe est le suivant : les solutés sont portés par une phase mobile liquide (flux principal) et la séparation se fait grâce à un champ de force fluidique. Ce champ de force (flux croisé) est appliqué perpendiculairement au canal dans lequel l'échantillon circule et la séparation a lieu. L'échantillon est introduit en tête de canal A4F puis porté par une phase mobile (flux principal). La force appliquée perpendiculairement au flux (flux croisé) entraîne un déplacement des analytes vers le bas du canal. En mode normal, ce qui est généralement le cas pour des colloïdes < 1 µm, leur séparation a lieu en fonction de leur coefficient de diffusion. En effet, plus les colloïdes peuvent diffuser à contre sens du flux croisé, loin de la paroi d'accumulation (vers le centre du canal), plus ils sont soumis à une vitesse d'élution importante du fait du profil parabolique d'écoulement. Or, la capacité d'un colloïde à diffuser vers le centre du canal, contre le champ de force fluidique, augmente avec le coefficient de diffusion. Plus les colloïdes ont un coefficient de diffusion élevé et plus ils ont une vitesse d'élution importante. Un analyte diffuse d'autant plus vers le centre du canal qu'il est de faible taille. Les colloïdes sont donc élués par ordre croissant de taille, des plus petits aux plus gros. Ils se répartissent généralement dans la moitié voire dans le quart inférieur du canal.

Le système d'A4F (Asymetrical Flow, Field Flow Fractionation) est un Eclipse 3 (Wyatt Technology, Dernbach Allemagne). L'appareil est composé d'un canal de séparation de 26,5 cm de long, 2,1 cm de largeur et 0,6 cm d'épaisseur. L'épaisseur de la zone où circule l'échantillon est fixée par un spacer ou espaceur. La partie basse du canal est constituée d'une membrane d'ultrafiltration en cellulose régénérée et d'un seuil de coupure de 10 kDa dans cette thèse. Le flux principal et le flux croisé sont gérés par une pompe isocratique Agilent 1100 series.

Une séquence analytique type se compose tout d'abord de deux étapes consécutives d'élution (pas de flux croisé appliqué) et de focus (application d'un contre flux croisé de phase mobile (2 et 5 minutes respectivement). L'objectif de cette première étape étant d'équilibrer le système. L'injection de l'échantillon est ensuite effectuée de manière automatique en tête de canal puis une nouvelle étape de focus de 8 minutes permet de réduire l'extension latérale de l'échantillon dans le canal. Cette seconde étape de focus permet une répartition des colloïdes selon leur taille dans le canal. L'élution démarre ensuite avec un flux de phase mobile qui permet de faire avancer l'échantillon dans le canal. Dans le

même temps, l'application d'un flux croisé, perpendiculaire au flux principal, permet le fractionnement des colloïdes dans le canal en fonction de leur taille ; les plus petits sortant en premier en mode normal. Cette étape d'élution dure 25 minutes. Enfin une étape de rinçage de cinq minutes sans flux croisé est programmée.

Un schéma de principe du fonctionnement de l'appareil est présenté dans la Figure 20.

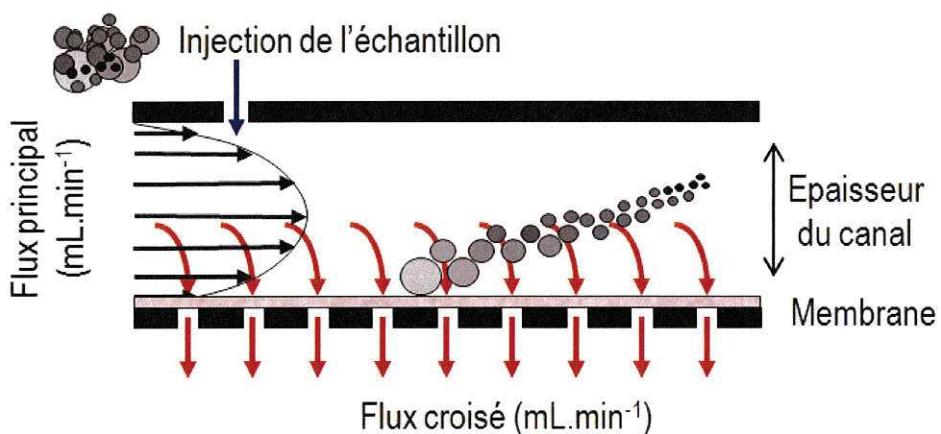


Figure 20. Schéma de principe de la séparation des colloïdes dans le canal de l'A4F (d'après Dubascoux 2007)

Une fois cette séparation effectuée, l'échantillon est analysé en ligne. Dans le cadre de cette étude, deux détecteurs ont été utilisés : un détecteur UV Agilent 1100 series de longueur d'onde fixée à 254 nm et un ICP-MS Agilent 7500ce.

Le détecteur UV permet d'identifier des colloïdes de nature organique et l'ICP MS permet d'analyser qualitativement et le cas échéant quantitativement les métaux associés aux populations colloïdales préalablement fractionnées. L'utilisation d'un détecteur MALLS (Multiple Angle Laser Light Scattering) n'a pu être réalisée dans cette étude. Elle aurait permis d'avoir une information quantitative sur la taille des colloïdes séparés.

La Figure 21 présente le couplage entre l'A4F, l'UV et l'ICP MS tel qu'il a été utilisé.

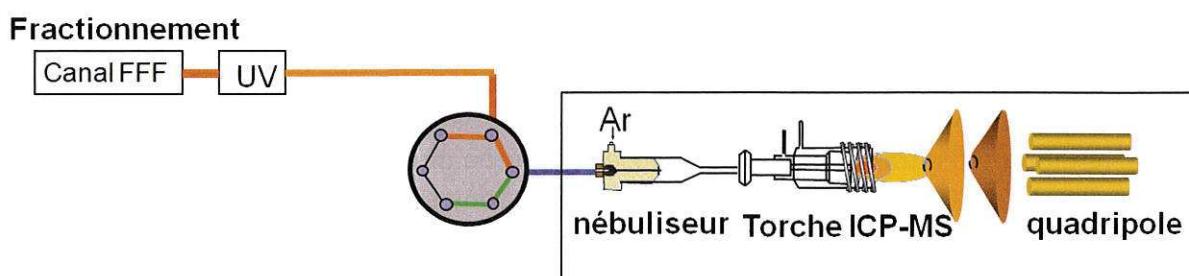


Figure 21. Présentation schématique du couplage entre A4F, UV, MALLS et ICP MS (d'après Dubascoux 2007)

Le Tableau 33 récapitule les conditions opératoires utilisées lors de la séparation et l'analyse des colloïdes.

Tableau 33. Conditions opératoires utilisées en A4F pour la séparation des colloïdes

| Paramètres | Valeurs |
|---|------------|
| Epaisseur du canal (μm) | 250 |
| Seuil de coupure de la membrane en cellulose régénérée (kDa) | 10 |
| Phase mobile (mol/L de NH_4NO_3) | 10^{-5} |
| Flux principal ou flux d'élution (mL/min) | 1 |
| Flux croisé (mL/min) | 0,8 |
| Temps d'élution (min) | 25 |
| Seuil de filtration de l'échantillon avant passage dans l'A4F (μm) | 1,2 ou 0,2 |
| Volume injecté (μL) | 100 |
| Détecteurs | UV, ICP MS |

2.4.3 Calcul des flux polluants

Dans l'ensemble de ce document, le calcul du flux de polluant x durant un temps t est égal au produit de la concentration du polluant x par le volume d'effluent écoulé durant le temps t. Le résultat obtenu s'exprime alors en unité de masse par unité de temps. Dans le cas des flux polluants journaliers, ceux-ci sont calculés en faisant la somme des flux horaires de la journée, le flux horaire étant calculé comme décrit ci-dessus. Le calcul des écarts types sur les flux de polluant est effectué en faisant la somme des écarts types sur les volumes (donnée constructeur) et les écarts types sur les concentrations (mesures en triplicat).

3 CARACTERISATION DES EAUX RESIDUAIRES URBAINES

Ce chapitre a pour principaux objectifs de caractériser les eaux usées de la zone d'étude tant d'un point de vue hydraulique que physico chimique. Il est composé de deux parties. La première est consacrée à la caractérisation hydraulique par temps sec et par temps de pluie du système d'assainissement de la CDAPP. La seconde partie présente la caractérisation physico chimique des eaux résiduaires urbaines par temps sec et par temps de pluie. Cette caractérisation est faite sur les paramètres globaux (DCO, MES, azote), sur des micropolluants minéraux (métaux et métalloïdes) et sur des micropolluants organiques (HAP). Ce chapitre présente également les premiers résultats relatifs à l'étude des métaux associés aux colloïdes.

3.1. Caractérisation hydraulique

3.1.1 Etude hydraulique du réseau d'assainissement par temps sec

Par temps sec, les eaux transitant dans le réseau d'assainissement peuvent avoir plusieurs origines. L'apport essentiel est dû aux rejets d'eaux usées par les ménages. Une autre part provient des rejets d'eaux usées de l'ensemble des activités professionnelles telles que les industries, les grandes surfaces... L'apport de ces eaux n'est pas constant au cours de la journée et varie en fonction des activités. Ces variations, présentes au cours de la semaine et particulièrement le weekend, sont liées aux évolutions hebdomadaires des activités domestiques et industrielles. Une variation saisonnière peut également être observée. Enfin, le troisième type d'apport d'eau au réseau d'assainissement en temps sec est dû aux eaux claires parasites (ECP). Ces eaux essentiellement constituées par des eaux de nappes phréatiques s'infiltrent dans le réseau d'assainissement via d'éventuelles fissures ou cassures des canalisations. Ces eaux, généralement peu concentrées en polluants par rapport aux eaux usées domestiques ou industrielles, posent problème car elles surchargent le réseau et diluent l'effluent. Leur débit est relativement stable à l'échelle de la journée mais peut varier à l'échelle de la semaine ou des saisons en fonction des infiltrations d'eaux claires, elles-mêmes soumises aux conditions climatiques et au niveau des nappes phréatiques.

Afin de caractériser le fonctionnement hydraulique du système d'assainissement de la CDAPP, l'évolution du débit en temps sec a été suivie en continu, pendant toute la durée de la thèse, à l'entrée de la STEP de Lescar. Dans cette partie, une période de un an allant du 1^{er} mars 2012 au 28 février 2013 est présentée (Figure 22). Cette période sera reprise dans le chapitre 5 relatif à l'étude du milieu récepteur.

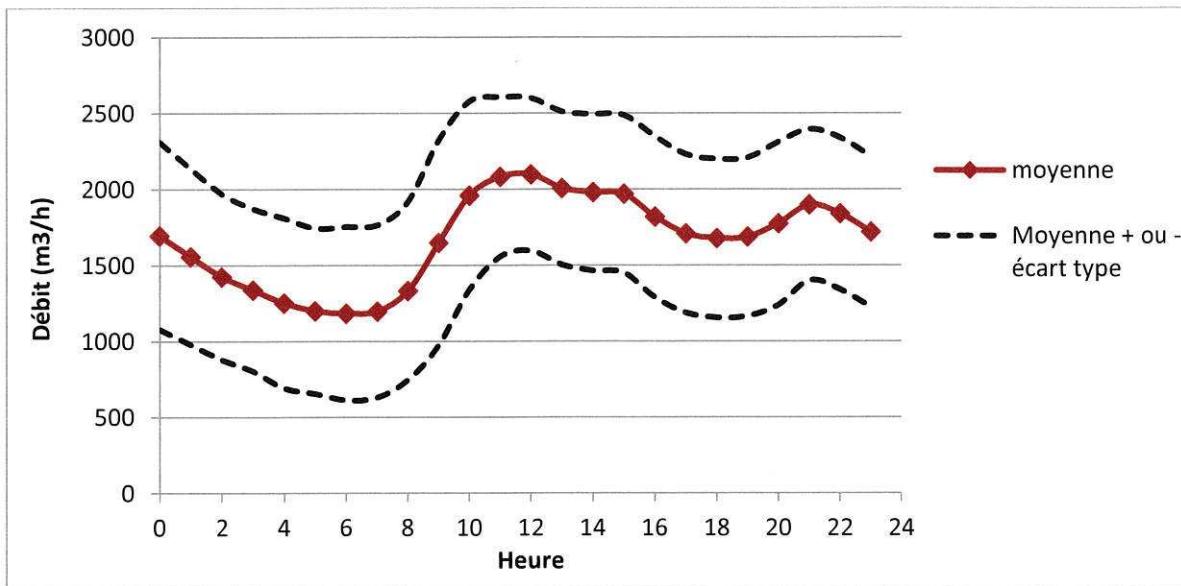


Figure 22. Evolution journalière du débit de temps sec à l'entrée de la STEP de Lescar durant une année et écart type associé ($n = 237$ jours)

Durant la période étudiée, 237 jours de temps sec (précipitations inférieures à 1 mm) ont été regroupés dans la figure ci-dessus (65 % de la durée étudiée est donc constituée de jours de temps sec).

Les variations journalières des débits suivent une évolution similaire au cours de la journée quelque soit le jour étudié. L'activité domestique et industrielle est minimale entre 4 h et 7 h du matin ; le débit minimum est donc observé durant cette période et à une valeur moyenne de $1200 \text{ m}^3/\text{h}$. Ce débit est généralement assimilé en grande majorité (80 - 90 %) à des eaux claires parasites. Il augmente ensuite fortement pour atteindre un maximum entre 10 h et 15 h du fait de la reprise de ces activités et atteint une valeur maximale de $2050 \text{ m}^3/\text{h}$ en moyenne. Une diminution progressive est ensuite observée jusqu'à 19 h. Enfin une hausse est à nouveau observée en fin de journée vers 21 h probablement due à l'utilisation de l'eau par les particuliers à leur domicile dans la soirée. Ensuite, il diminue à nouveau durant la nuit. Le weekend, la même tendance est observée cependant, le matin, l'augmentation de débit se produit environ 2 h plus tard du fait des congés de fin de semaine.

Si l'évolution du débit est similaire au cours de la journée, durant toute la durée de l'étude, les débits enregistrés par temps sec varient fortement. Un facteur allant jusqu'à 3 peut être observé entre le débit maximal et minimal de nuit, alors qu'il est moins de 2 dans la journée. Ces variations sont dues aux conditions météorologiques antérieures à l'installation des jours de temps sec. En effet, à la suite d'une longue période pluvieuse, le niveau élevé des cours d'eau et des nappes phréatiques contribuent à l'intrusion d'eaux claires parasites en quantité plus importante. D'après la Figure 22, la STEP de Lescar traite en moyenne environ $1\,000 \text{ m}^3/\text{h}$ d'eaux claires parasites tout au long de l'année, cette quantité oscille entre $600 \text{ m}^3/\text{h}$ en périodes sèches et $1700 \text{ m}^3/\text{h}$ en périodes pluvieuses ce qui peut poser problème vis-à-vis de la dilution des effluents et de la surcharge hydraulique du réseau surtout en périodes pluvieuses.

Pour caractériser de manière plus précise le fonctionnement hydraulique du système d'assainissement qui est constitué de deux réseaux, une étude des réseaux nord et sud a été menée. Suite à un problème technique survenu sur les débitmètres situés dans l'un de ces sites, la période étudiée va du 28 août 2010 au 22 janvier 2011 ce qui correspond à 103 jours de temps sec (70 % des jours de la période étudiée sont des jours de temps sec). La Figure 23 présente l'évolution des débits par temps sec dans les collecteurs nord et sud avant leur arrivée à la STEP de Lescar (points 2 et 3 sur la Figure 8).

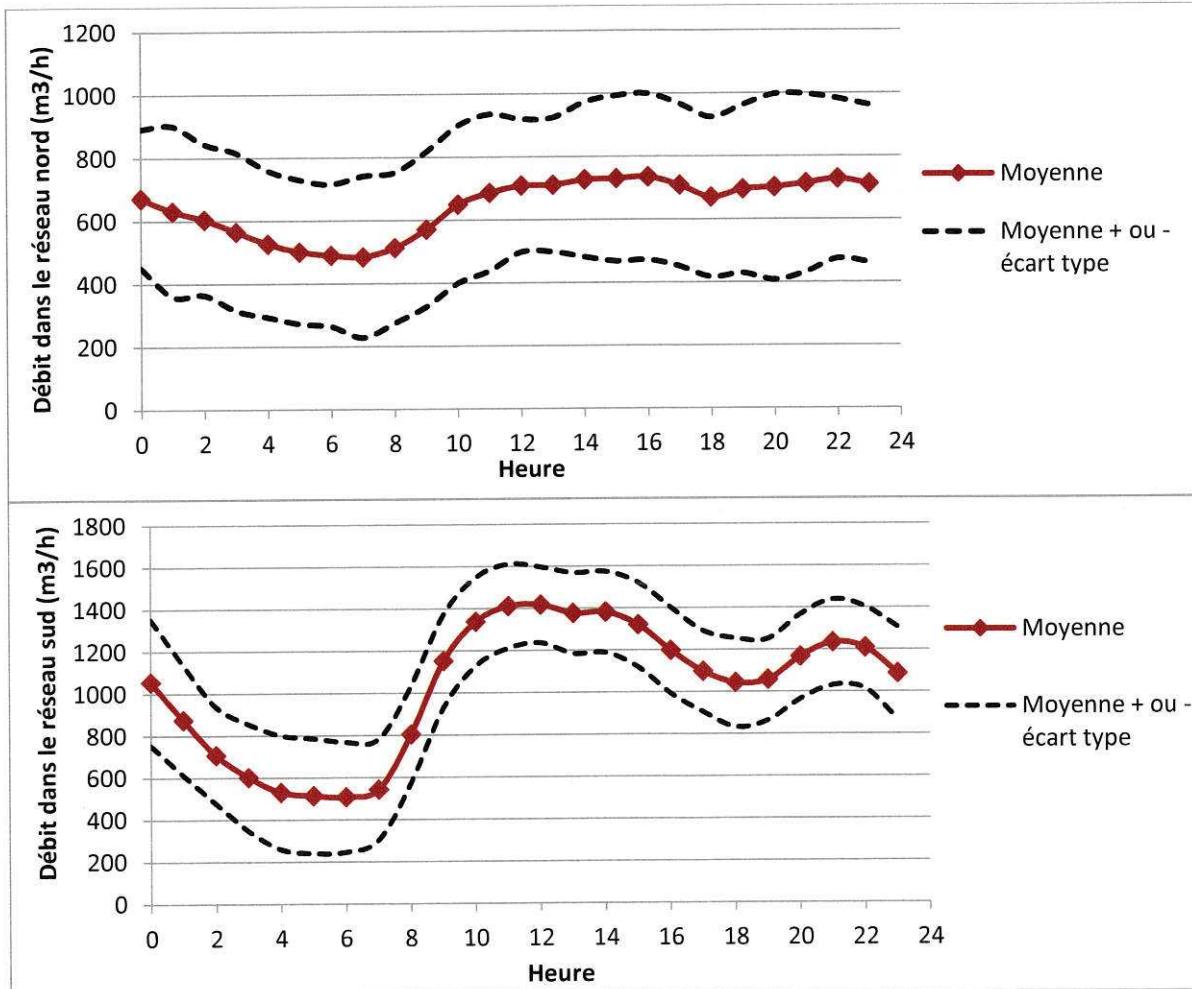


Figure 23. Evolution journalière des débits de temps sec dans les collecteurs nord (en haut) et sud (en bas) avant leur jonction à la STEP de Lescar ainsi que les écarts types associés ($n = 103$)

Les variations journalières des débits suivent logiquement une évolution similaire à ce qui est mesuré à l'entrée de la STEP. Cependant, les variations entre débit de nuit et de jour sont nettement plus faibles sur le réseau nord, le débit de pointe y est également inférieur d'un facteur 2 à celui du réseau sud. Le bassin versant plus petit et à caractère plus industriel du réseau nord peut expliquer cette différence de comportement. En revanche, la quantité moyenne d'eaux claires parasites est similaire sur les deux réseaux et ils contribuent en moyenne chacun pour 50 % des ECP arrivant à la STEP.

Le Tableau 34 synthétise les volumes d'eaux usées mesurés lors des cas les plus extrêmes enregistrés durant l'ensemble de la thèse.

Tableau 34. Récapitulatif des volumes journaliers de temps sec minimaux et maximaux mesurés dans le réseau nord et sud et à l'entrée de la STEP de Lescar durant l'ensemble de la thèse

| | Réseau nord | Réseau sud | STEP Lescar (somme des deux réseaux) |
|--|-------------|------------|---|
| Volume journalier minimal observé durant l'étude (m^3) | 10000 | 21000 | 31000 |
| Volume journalier maximal observé durant l'étude (m^3) | 25000 | 43000 | 68000 |

Le réseau sud contribue en moyenne pour 60 % du volume total arrivant à la STEP. Il s'agit du réseau qui collecte le plus grand bassin versant ce qui peut expliquer cette différence. Les deux cas extrêmes présentés par le tableau mettent en avant la grande diversité des volumes pouvant être rencontrés lors d'une journée de temps sec et l'importance des eaux de ressuyage et d'infiltration sur le débit. Effectivement, suivant les conditions climatiques qui précèdent une journée de temps sec, un facteur 2 peut être observé en termes de débits traités à la STEP de Lescar sur une journée.

3.1.2 Etude hydraulique du réseau d'assainissement par temps de pluie

Le réseau d'assainissement de la zone d'étude étant majoritairement unitaire il est indispensable de suivre les précipitations afin de pouvoir les corrélérer avec les débits dans le réseau et avec les déversements. Les précipitations à Pau sont relativement importantes, de l'ordre de 1100 mm/an en moyenne. Ces précipitations représentent 172 jours de pluie par an dont 70 jours avec plus de 5 mm/jour. Pour comparaison, la moyenne annuelle à Paris est de l'ordre de 650 mm/an avec 42 jours de pluie supérieure à 5 mm/j et un total de 170 jours de pluie. A Pau cependant, la répartition des événements pluvieux est très hétérogène. Durant certains mois particulièrement pluvieux, les cumuls de pluie peuvent dépasser 300 mm alors que d'autres ne dépassent pas 20 mm.

Cette partie est composée de cinq sous parties. La première est consacrée à la caractérisation des pluies et des déversements au niveau de la STEP de Lescar au cours d'une année. Ensuite les parties deux et trois sont relatives à l'étude des déversements sur l'ensemble des DO de la CDAPP pour une pluie mensuelle et une pluie décennale. La quatrième partie présente la relation existante entre les précipitations et le volume déversé sur le DO de la STEP de Lescar. Enfin, la dernière partie illustre le fonctionnement des réseaux nord et sud pour un événement de fréquence mensuelle.

➤ Caractérisation des pluies et déversements au cours d'une année

Cette sous partie est relative à l'étude des précipitations et des déversements survenus durant un an (du 1^{er} mars 2012 au 28 février 2013). Les jours de temps sec relatifs à cette période ont été caractérisés dans la partie précédente. Au cours de cette année 1265 mm ont été précipités et 81 déversements ont été enregistrés sur le DO de la STEP de Lescar. A noter que durant cette période, 90 % de la hauteur totale précipitée est associée à des déversements.

Au cours de cette période, les pluviographes de Lescar et de Jurançon ont été utilisés (celui de Pau ayant été endommagé lors d'un orage). En comparant le cumul mensuel précipité sur chacun des pluviographes, pour chacun des 12 mois étudiés, il apparaît que les variations sont relativement faibles. Elles sont inférieures à 10 % pour tous les mois sauf pour les mois d'août (15 %) et d'octobre (12 %). Ponctuellement, des événements pluvieux peuvent être très différents d'un pluviographe à l'autre et entraîner un changement de classification de l'événement au niveau de la fréquence de retour ce qui explique ensuite les différences de cumul observées entre les pluviographes. Ces différences sont principalement observées en été. Effectivement, quatre événements, survenus entre les mois de juillet et d'octobre 2012 sont significativement différents d'un point à l'autre. Lors du premier événement, le pluviographe présente une fréquence de retour bi hebdomadaire sur Lescar alors qu'à Jurançon elle est caractérisée plutôt dans la catégorie inférieure à hebdomadaire. Pour le second événement, elle passe d'hebdomadaire à Lescar à bi hebdomadaire à Jurançon. Pour les deux derniers, la fréquence de retour passe de mensuelle à Lescar à hebdomadaire à Jurançon. Un décalage dans l'apparition des précipitations d'environ une demi-heure est parfois observé entre ces deux points.

La meilleure concordance entre précipitations et déversements est observée pour le pluviographe installé à Lescar sur la période étudiée. Ce sont donc les données du pluviographe de Lescar qui ont été utilisées sur cette période.

Le Tableau 35 présente une classification, pour l'année étudiée, du nombre d'événements ayant engendré des déversements en fonction de la fréquence de retour de l'épisode pluvieux. Il récapitule également les précipitations et les déversements moyens par type d'événement pluvieux.

Tableau 35. Caractérisation des événements pluvieux enregistrés au cours de l'année étudiée en fonction de leur fréquence de retour (n = 81)

| Fréquence de retour | Nombre d'événement | Nombre d'événement en % | Précipitation moyenne par événement (mm) | Déversement moyen par événement (m^3) |
|-------------------------|--------------------|-------------------------|--|---|
| Inférieure Hebdomadaire | 17 | 21 | $4,1 \pm 0,9$ | $6\ 582 \pm 4\ 859$ |
| Hebdomadaire | 22 | 27 | $7,8 \pm 2,2$ | $12\ 300 \pm 10\ 731$ |
| Bi Hebdomadaire | 22 | 27 | $13,6 \pm 3,3$ | $37\ 765 \pm 25\ 180$ |
| Mensuelle | 9 | 11 | $17,5 \pm 6,4$ | $48\ 073 \pm 27\ 016$ |
| Bi mensuelle | 4 | 5 | $26,0 \pm 6,8$ | $107\ 425 \pm 67\ 871$ |
| Tri mensuelle | 3 | 4 | $33,8 \pm 4,7$ | $167\ 500 \pm 62\ 848$ |
| Semestrielle | 1 | 1 | 46,0 | 370 300 |
| Biennale | 2 | 3 | 62,1 | 276 000 |
| Quinquennale | 1 | 1 | 69,6 | 516 300 |

Il apparaît que les événements de fréquence de retour égale ou inférieure à bi hebdomadaire sont les plus nombreux (75 % des événements). De manière générale, les déversements débutent pour des pluies qui ont des fréquences de retour inférieur à hebdomadaire et une hauteur cumulée de l'ordre de 4 mm. Pour cette classe d'événements, les déversements moyens sont de $6\ 600\ m^3$. Durant l'année étudiée, une pluie quinquennale a été enregistrée entraînant un déversement de plus de $510\ 000\ m^3$ sur le DO de la STEP de Lescar.

Afin d'étudier plus en détail les pluies ayant une fréquence de retour inférieure ou égale à bi hebdomadaire et qui constituent la majorité des événements pluvieux, la Figure 24 présente sous forme de box plot le volume déversé et les précipitations pour l'ensemble de ces événements.

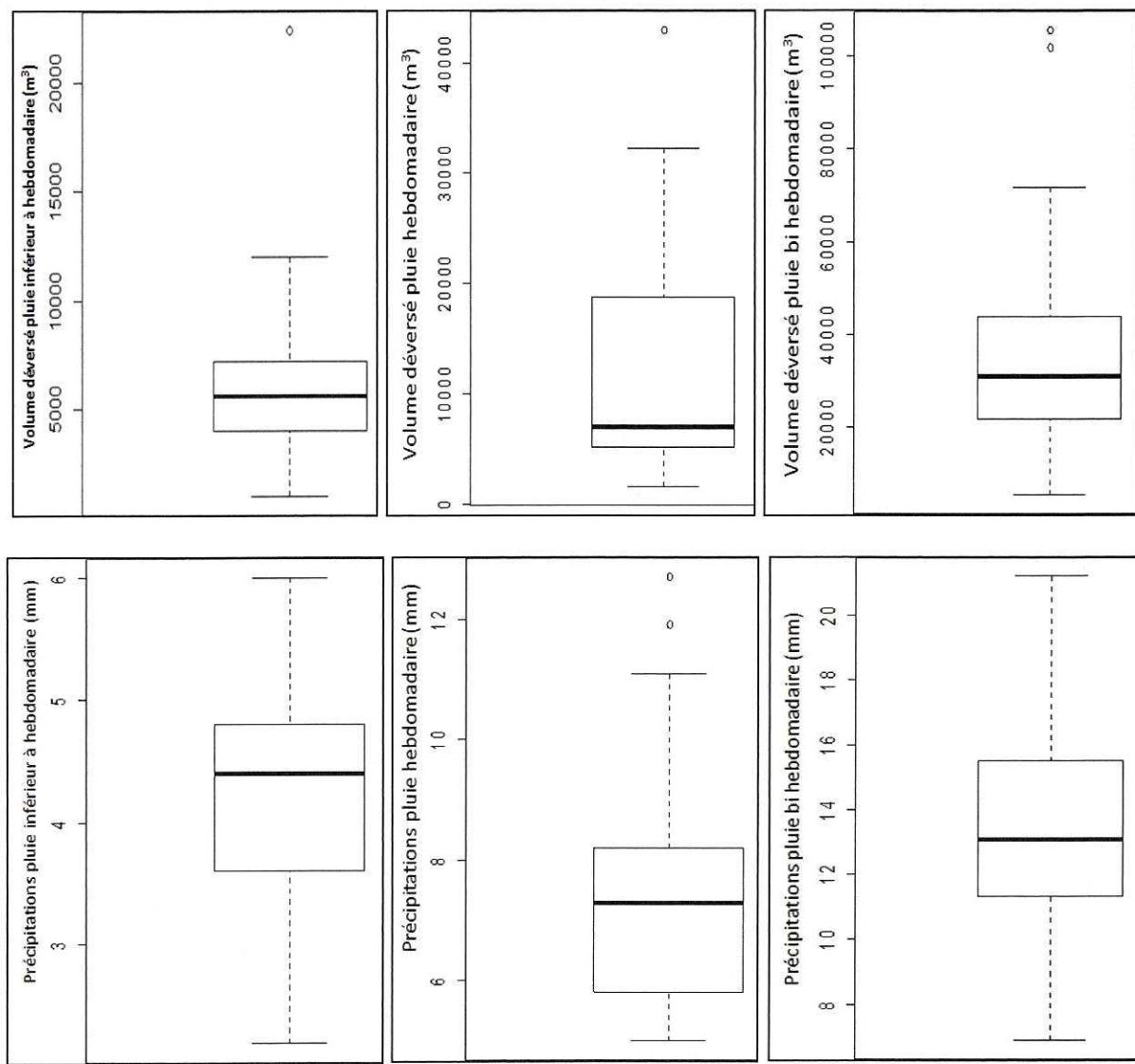


Figure 24. Répartition du volume déversé (en haut) et de la hauteur précipitée (en bas) par événement pluvieux pour des événements de fréquence de retour inférieure à bi hebdomadaire

La figure ci-dessus met en évidence une importante hétérogénéité dans les volumes déversés pour chaque type de pluie avec un facteur pouvant aller jusqu'à 20 entre la valeur minimale et maximale. En revanche, un facteur maximum de 2 est observé entre les hauteurs précipitées maximales et minimales pour un même type de pluie. De plus, il apparaît que pour une hauteur précipitée équivalente, deux événements n'engendrent pas les mêmes déversements, un facteur 3 peut être observé dans certains cas.

Puisque la hauteur cumulée précipitée ne permet pas à elle seule d'expliquer le volume déversé pour ce type de pluie des tests ont été menés pour comprendre l'ensemble des facteurs influençant les déversements. Pour cela, c'est le test statistique de l'arbre de régression qui a été utilisé pour ce type d'événements. Les paramètres influençant le volume déversé et pris en compte dans le test sont : la hauteur de précipitation cumulée, l'intensité maximale de la pluie sur une heure et la comparaison du débit réel avant l'événement au débit moyen de temps sec dans le réseau (à la même heure) exprimé en %. Ce dernier paramètre exprime le taux de remplissage du réseau par les ECP ou les eaux de ressuyage d'un événement précédent. Si la valeur est supérieure à 100 % cela signifie qu'au moment du début de l'événement le débit dans le réseau est supérieur à ce qui est en moyenne observé en temps sec. Les résultats obtenus sont présentés dans la Figure 25.

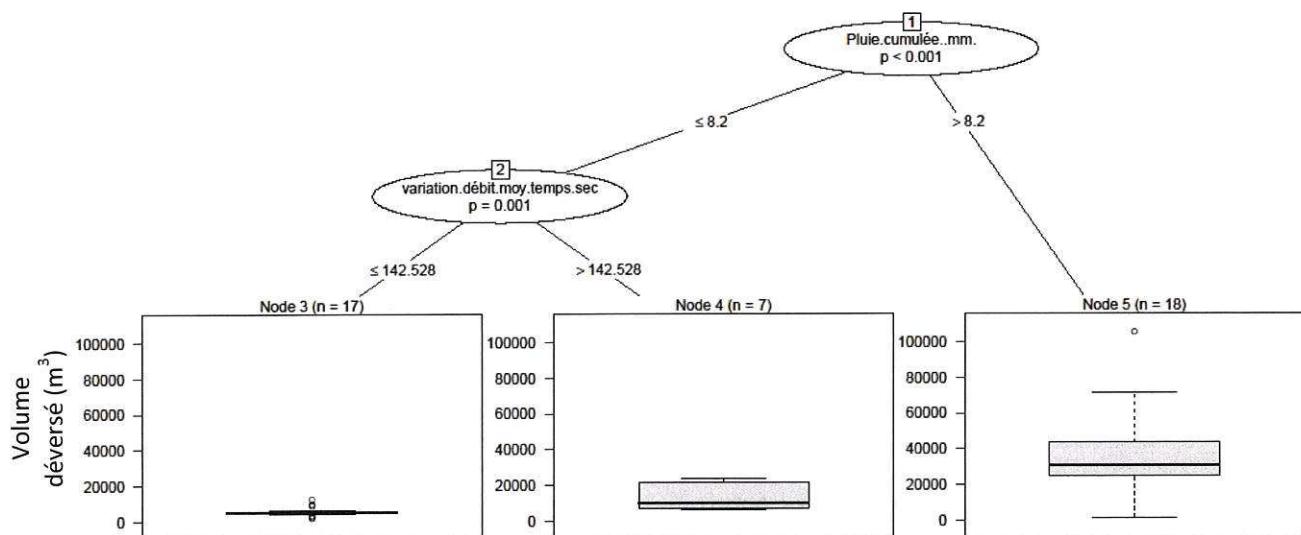


Figure 25. Test statistique de l'arbre de régression effectué pour étudier l'influence de la hauteur cumulée précipitée, de l'intensité maximale de la pluie et de la quantité d'ECP sur le volume déversé pour des pluies ayant des fréquences de retour inférieure à bi hebdomadaire

Pour ce type d'événements pluvieux, d'après la figure ci-dessus, il apparaît que le premier facteur influençant le volume déversé est la hauteur de pluie cumulée. Si celle-ci est supérieure à 8,2 mm le volume déversé est le plus important (valeur médiane proche de 30 000 m³). En revanche, si la hauteur précipitée est inférieure à 8,2 mm, alors un second paramètre intervient. Il s'agit de la différence par rapport au débit moyen de temps sec (variation débit moy temps sec). Si le débit avant l'événement pluvieux est supérieur à 142 % du débit de temps sec alors les déversements ont une valeur médiane de 9 000 m³. Si le

débit réel est inférieur à 142 % du débit de temps sec alors le volume déversé est de 4 500 m³ (médiane). Les résultats de ce test statistique mettent en évidence l'importance de la présence d'ECP ou d'eaux de ressuyage sur les volumes déversés. Il apparaît effectivement que lorsque le débit dans le réseau avant l'événement pluvieux est important alors les déversements sont d'autant plus importants. Pour les deux facteurs explicatifs, la valeur de « p » est inférieure à 5 % ce qui confirme la robustesse de ces paramètres.

Afin d'élargir cette étude, le même test, avec les mêmes paramètres, a été effectué pour l'ensemble des événements pluvieux ayant engendré des déversements sur l'année étudiée. Les résultats sont présentés dans la Figure 26.

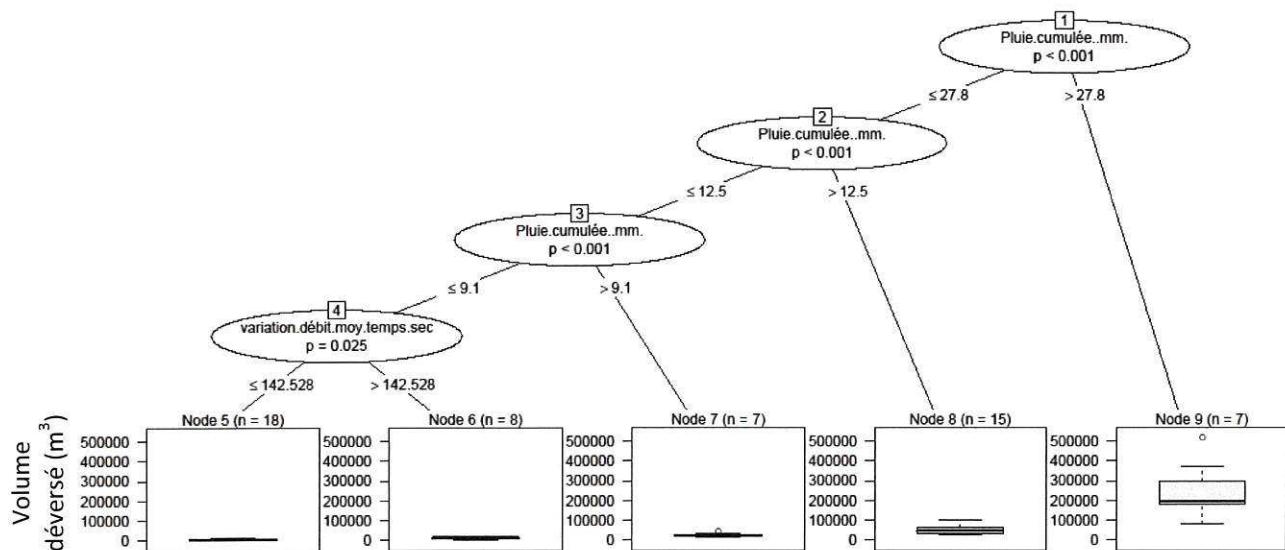


Figure 26. Test statistique de l'arbre de régression effectué pour étudier l'influence de la hauteur cumulée précipitée, de l'intensité maximale de la pluie et de la quantité d'ECP sur le volume déversé pour l'ensemble des pluies de l'année étudiée

Comme pour les pluies ayant une fréquence de retour inférieure à bi hebdomadaire, il ressort de ce test que c'est la hauteur de pluie cumulée qui influence majoritairement le volume déversé. Pour ce paramètre, trois seuils apparaissent qui sont 27,8 ; 12,5 et 9,1 mm et qui déterminent les classes de volume déversé. Enfin, le dernier facteur est, comme dans l'exemple précédent, l'écart du débit réel par rapport au débit moyen de temps sec et la valeur de 142,528 % est conservé. Ce facteur apparaît seulement pour des événements relativement faibles (inférieur à 9,1 mm), il n'est probablement pas pris en compte pour les pluies plus importantes car l'apport d'eau est suffisamment grand pour engendrer des déversements quel que soit le niveau d'eau initial dans le réseau. Il faut noter que si l'intensité maximale de la pluie a probablement un effet sur le volume déversé, ce paramètre n'entre pas en compte d'après ce test. Il en va de même pour les pluies ayant une fréquence de retour inférieure à bi hebdomadaire.

➤ Etude des déversements lors d'un épisode pluvieux de fréquence mensuelle

La partie ci-dessus, était consacrée à l'étude des précipitations et des déversements sur le DO de la STEP de Lescar pendant un an. Cette partie, quant à elle, a pour objectif d'étudier en détail le comportement de l'ensemble des DO de la CDAPP durant un événement de fréquence de retour mensuelle. Cet épisode pluvieux a eu lieu le 7 novembre 2010 de 15h30 à 19h30. Durant ces quatre heures, 12 mm ont été précipités ce qui correspond à une pluie de fréquence mensuelle à Pau. Le Tableau 36 récapitule les précipitations et les déversements ayant eu lieu durant cet épisode pluvieux.

Tableau 36. Etude des précipitations et déversements pour une précipitation mensuelle. En rouge DO correspondant aux DO de plus de 10 000 EH. En noir DO compris entre 10 000 et 2000 EH

| Heure | pluie (mm) | Débits déversés DO (m ³ /h) | | | | | | | Cumul (m ³) |
|--------------|-------------------|--|-------------|------------|-------------|--------------|--------------|--------------|-------------------------|
| | | DO 0 | DO 3bis | DO 19 | DO 20 | DO 43 | DO 44 | DO STEP | |
| 14h | | | | | | | | | |
| 15h | 1,4 | | | | | | | | |
| 16h | 4,4 | 360 | | | | | | | 360 |
| 17h | 2,4 | 540 | 72 | | | | | | 612 |
| 18h | 2,1 | 432 | 72 | 275 | 36 | 844 | 767 | 1000 | 3 426 |
| 19h | 1,8 | 144 | 504 | 367 | 288 | 1 723 | 1 566 | 4000 | 8 592 |
| 20h | | 108 | 216 | | 180 | 1 496 | 1 360 | 3000 | 6 360 |
| 21h | | 216 | 72 | | | | | 1000 | 1288 |
| 22h | | 72 | | | | | | | 72 |
| 23h | | | | | | | | | |
| Total | 12,1 | 1 872 | 936 | 642 | 504 | 4 062 | 3 693 | 9 000 | 20736 |
| | Rejet vers | Gave de Pau | Gave de Pau | Soust | Gave de Pau | Gave de Pau | Canal Heïd | Gave de Pau | |

Remarque : la rivière Soust et le canal Heïd sont des affluents du Gave de Pau

Lors de cet épisode pluvieux, ce sont essentiellement les DO situés sur le réseau sud de l'agglomération qui ont déversé. Le pic de déversement survient environ trois heures après le pic de précipitations et la fin des déversements survient également deux à trois heures après la fin des précipitations. Le décalage est dû au temps de transit de l'eau dans les canalisations, il est relativement long dans le cas de cette pluie du fait de la faible intensité de la pluie.

La Figure 27 représente sous forme de diagramme circulaire la répartition des volumes d'eaux usées durant cet épisode pluvieux. L'objectif est de mettre en évidence la répartition entre le volume traité et déversé et d'étudier les DO déversant les volumes les plus importants.

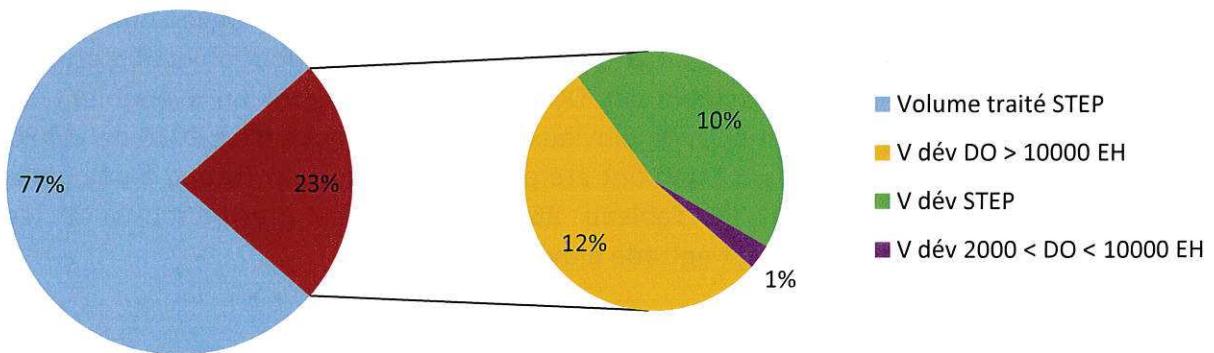


Figure 27. Répartition des volumes pour la pluie mensuelle du 7/11/2010. A gauche : répartition entre le volume traité à la STEP et le volume déversé. A droite : pour le volume déversé répartition entre les différents types de DO.

Lors de cet épisode pluvieux, 77 % du volume total d'eaux usées est traité par la STEP de Lescar, ce qui veut dire que 23 % est déversé (en majorité vers le Gave de Pau). Les DO < 2 000 EH (en noir dans le tableau) bien que plus nombreux que ceux > 10 000 EH (en rouge dans le tableau) n'ont pas beaucoup déversé lors de cet événement et le volume déversé correspond seulement à 1 % du volume total. Les déversements effectués sur le DO situé en entrée de STEP représentent 43 % du volume total déversé.

➤ Etude des déversements lors d'un épisode pluvieux de fréquence décennale

L'épisode pluvieux de fréquence décennale a commencé le 9 octobre 2010 à 21 h et s'est terminé le 10 octobre 2010 à 18h. Au total, 68 mm ont été précipités en 22 h. Le Tableau 37 présente les précipitations et les déversements lors de cette pluie.

Tableau 37. Etude des précipitations et déversements pour une précipitation décennale. En rouge DO correspondant aux DO de plus de 10 000 EH. En noir DO compris entre 10 000 et 2000 EH

| Heure | pluie (mm) | Débit déversés DO (m ³ /h) | | | | | | | | | | | | Cumul (m ³) |
|-------------------|---------------|---------------------------------------|--------------|------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|--------------|--------------|---------------|---------------|----------------------------|
| | | DO 0 | DO 3bis | DO 9 | DO 12 | DO 17 | DO 20 | DO 23 | DO 42 | DO 43 | DO 44 | DO STEP | | |
| 19h | | | | | | | | | | | | | | |
| 20h | | | | | | | | | | | | | | |
| 21h | 1,2 | | | | | | | | | | | | | |
| 22h | 9 | 1116 | | 32 | | 29 | | 53 | | 2362 | 2147 | | | 5738 |
| 23h | 6,6 | 2052 | 1224 | 42 | | 366 | 36 | 346 | | 6795 | 6177 | | | 17038 |
| 0h | 2,2 | 324 | 2592 | | | 40 | 468 | | | 2048 | 1862 | | | 7334 |
| 1h | 0,6 | | 1440 | | | | 216 | | | | | | | 1656 |
| 2h | 1,2 | | 360 | | | | | | | | | | | 360 |
| 3h | 2 | | 36 | | | | | 129 | | | | | | 165 |
| 4h | 2,8 | | 108 | | | | 72 | | | 669 | 608 | | | 1457 |
| 5h | 1,2 | | 684 | | | | 324 | | | | | | | 1008 |
| 6h | 0,4 | | 936 | | | | 252 | | | | | | | 1188 |
| 7h | 0,8 | | 216 | | | | | | | | | | | 216 |
| 8h | 0,6 | | | | | | | | | | | | | |
| 9h | 3,8 | | | 25 | | | | | | 1264 | 1149 | | | 2438 |
| 10h | 2,8 | | 360 | 44 | | | 684 | 98 | | 5178 | 4707 | | | 11071 |
| 11h | 2,6 | 1188 | 2016 | 144 | | | 1224 | 237 | | 2528 | 2298 | | | 9635 |
| 12h | 6 | 1368 | 1368 | 23 | 27 | | 792 | 229 | | 4683 | 4257 | | | 12747 |
| 13h | 5,2 | 1512 | 1404 | | | | 1260 | 201 | | 7195 | 6541 | | | 18113 |
| 14h | 7,8 | 1980 | 3672 | | 127 | | 2124 | 126 | 382 | 7772 | 7065 | | | 23248 |
| 15h | 3,6 | 1296 | 4140 | | | | 1476 | | 425 | 6360 | 5782 | | | 19479 |
| 16h | 4,6 | 828 | 3456 | | | | 1152 | | | 6130 | 5573 | | | 17139 |
| 17h | 1,8 | 756 | 3132 | | | | 1188 | | | 4725 | 4295 | | | 14096 |
| 18h | 1,2 | 576 | 2952 | | | | 684 | | | 1466 | 1333 | | | 7011 |
| 19h | | 396 | 1224 | | | | 324 | 122 | | | | | | 2066 |
| 20h | | 360 | 684 | | | | 288 | | | | | | | 1332 |
| 21h | | 216 | 612 | | | | 216 | | | | | | | 1044 |
| 22h | | 144 | 180 | | | | 36 | | | | | | | 360 |
| 23h | | 108 | 72 | | | | | | | | | | | 180 |
| Total | 68 | 14220 | 32868 | 310 | 154 | 435 | 12816 | 1541 | 807 | 59173 | 53794 | 129300 | 305418 | |
| Rejet vers | Gave de Pau | Gave de Pau | Ousse | Ousse | Gave de Pau | Gave de Pau | Néez | Ousse | Gave de Pau | Canal Heïd | Gave de Pau | | | |

Remarques : Les rivières Ousse et Néez et le canal Heïd sont des affluents du Gave de Pau ; sur cet événement, les données de déversement sur le DO de la STEP sont uniquement disponible à l'échelle de la journée.

Tous les DO > 10 000 EH (en rouge dans le tableau) situés sur le réseau intercommunal sud ont déversé alors que les DO situés sur le réseau nord n'ont pas déversé. De manière générale, les déversements sont assez rapides et se produisent dans l'heure qui suit le premier événement pluvieux assez intense (9 mm à 22h). L'intensité de la précipitation semble avoir une forte incidence sur la vitesse de réaction des DO. Les déversements se produisent plus ou moins longtemps (de 2 h à 23 h) suivant les DO. Le bassin versant qu'ils drainent explique cette différence (surface, coefficient d'imperméabilisation). La Figure 28 représente la part du volume traité par la STEP et déversé par les DO lors de cet épisode pluvieux.

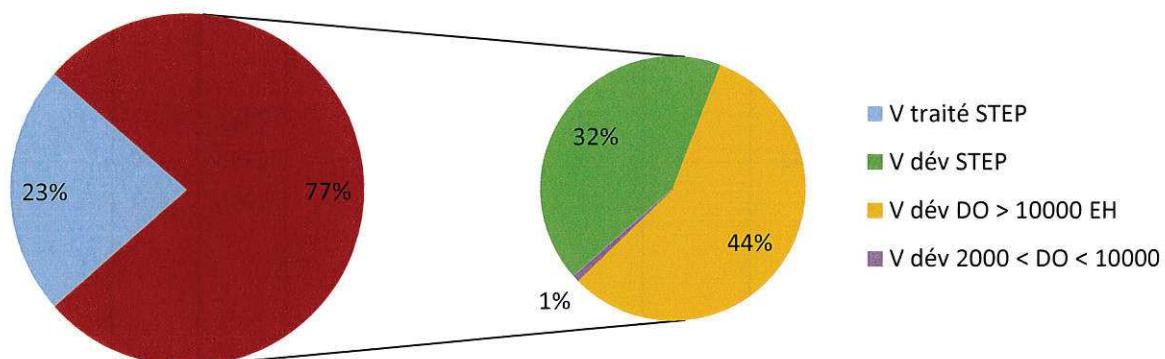


Figure 28. Répartition des volumes pour la pluie décennale du 09/10/2010. A gauche : répartition entre le volume traité à la STEP et le volume déversé. A droite : pour le volume déversé répartition entre les différents types de DO.

Pour une pluie de fréquence décennale, le volume déversé est très important (77 % du volume total). Comme pour l'événement pluvieux mensuel, seulement 1 % du volume déversé est dû aux DO compris entre 10 000 et 2 000 EH. Le DO situé à l'entrée de la STEP de Lescar représente à lui seul 40 % des déversements (pour les deux types d'événements étudiés) il fera donc l'objet d'une étude plus détaillée de ses déversements.

➤ Etude de la relation précipitations/déversements sur le DO à l'entrée de la STEP de Lescar

L'étude des déversements vient de mettre en évidence que le DO le plus important en termes de volume déversé est le DO situé à l'entrée de la STEP de Lescar. Il est situé entre la jonction des collecteurs nord et sud et le système de dégrillage de la STEP. Il peut recevoir des volumes conséquents et a pour but de protéger la STEP d'une charge hydraulique trop importante. Afin de mieux connaître son fonctionnement il a été suivi mois par mois durant plusieurs années (2009, 2010, 2011 et 2012). Ainsi, une relation pluie/déversement (pour le cumul de chaque mois) a pu être établie (Figure 29) depuis le mois d'août 2009 jusqu'au mois de décembre 2012.

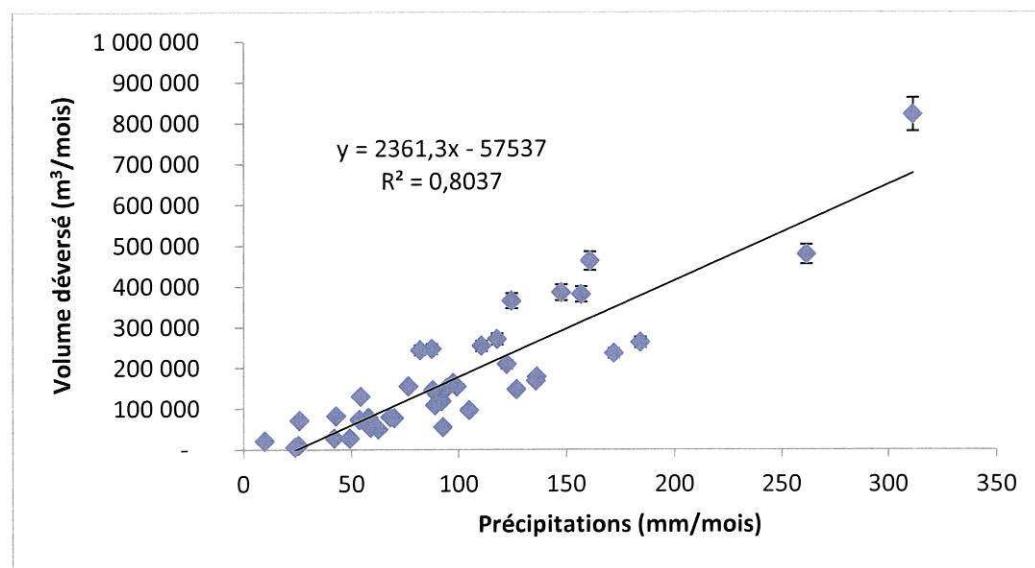


Figure 29. Relation entre les précipitations et les déversements mensuels sur le DO de la STEP (n = 40)

Les précipitations et le volume déversé sont très variables en fonction du mois étudié. Le volume déversé varie entre 10 000 m³ lors de certains mois d'été peu pluvieux et plus de 800 000 m³ en automne lorsque les précipitations sont importantes. Une fonction linéaire relie ces deux paramètres avec un coefficient de corrélation de 0,8. Les informations concernant les déversements sur ce DO sont importantes dans l'optique de calculer les flux déversés et l'impact éventuel de ces déversements sur la qualité du milieu récepteur. Il est intéressant d'observer qu'à l'échelle du mois, la hauteur totale précipitée semble être le facteur prédominant pour expliquer les déversements et que les autres facteurs mis en évidence précédemment (taux de saturation hydraulique du réseau) semblent avoir une faible influence.

➤ Etude des réseaux nord et sud lors d'un épisode pluvieux de fréquence mensuelle

Les parties précédentes se sont essentiellement focalisées sur l'aspect déversement par temps de pluie. L'objectif de cette partie est d'étudier également les débits dans les deux principaux réseaux (le nord et le sud) au cours d'un épisode de pluie de fréquence de retour mensuelle. L'exemple d'une période pluvieuse observée du 6 au 8 septembre 2010 est présenté. Dans la partie suivante consacrée à la caractérisation physico chimique des eaux résiduaires, l'exemple de cette période sera repris. Les précipitations et les débits dans les collecteurs nord et sud au cours de cette période sont présentés dans la Figure 30.

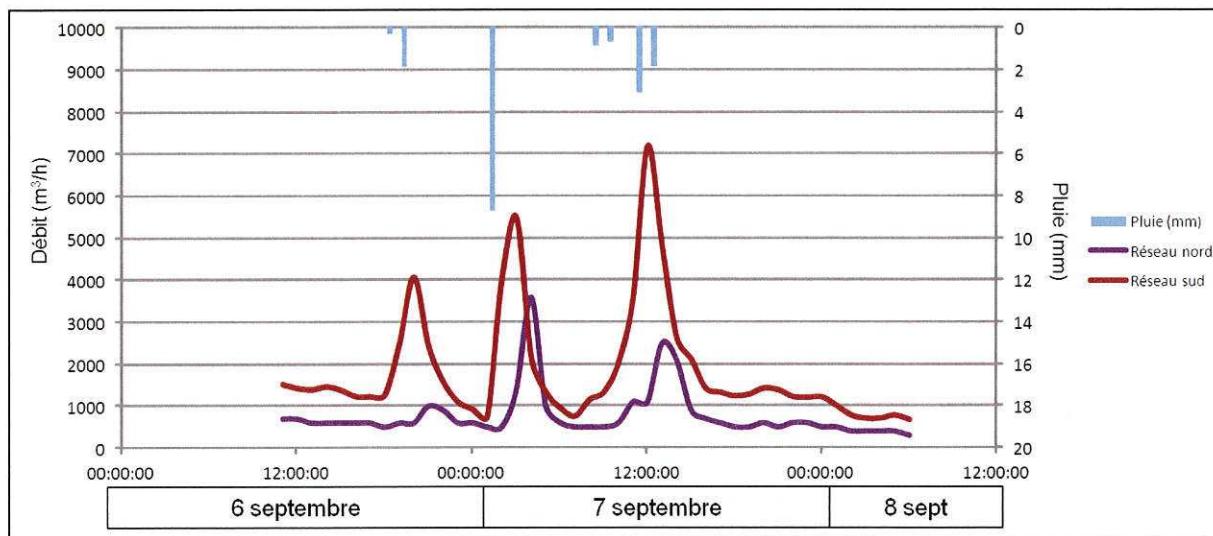


Figure 30. Evolution des précipitations et des débits durant la période du 6 au 8 septembre 2010 (PMP n°2 pour le collecteur nord et PMP n°3 pour le collecteur sud cf Figure 8 pour la localisation).

Au cours de cet événement multiple, 18,2 mm de pluie ont été enregistrés en 7 heures avec une période d'une heure durant laquelle 8,8 mm ont été enregistrés.

Le réseau répond rapidement (quelques dizaines de minutes entre la précipitation et le pic de débit) et fortement (rapport 2 à 7 entre le débit de temps sec et celui de temps de pluie) pour cet épisode pluvieux. Les réactions aux précipitations du réseau sud et du réseau nord diffèrent sur certains points.

Un décalage au niveau du temps de réponse par rapport à la pluie est mis en évidence. En effet, le temps entre le pic de pluie et le pic de débit est d'environ 15 minutes sur le réseau sud et de 30 minutes à 1 heure sur le réseau nord. Ceci peut être dû au fait que le réseau nord présente globalement une pente plus faible que le réseau sud.

Le réseau sud réagit également à chaque épisode pluvieux de manière importante c'est-à-dire avec une forte augmentation de débit. Le réseau nord n'a quasiment pas réagi au premier épisode de pluie mais l'augmentation de débit est brève et intense pour le deuxième épisode. Au troisième épisode, l'augmentation est moins intense mais plus étalée dans le temps, ce qui est dû à des précipitations moins intenses mais présentes sur une plus longue période. Ces différences de réactions entre les deux réseaux peuvent être dues d'une part au fait que les précipitations ne sont pas toujours homogènes sur la CDAPP et d'autre part à la pente différente dans les deux réseaux.

L'augmentation de débit dans le réseau a entraîné des déversements au niveau de plusieurs déversoirs d'orage. L'équipement des DO de la CDAPP en matériel de débitmétrie a permis la mesure et l'enregistrement des volumes déversés vers le milieu récepteur. Cependant, sur cette période un problème de transmission des données n'a pas permis l'enregistrement des déversements sur tous les DO. Seules les données du DO n°3 bis et du DO n°44 (réseau sud, cf Annexe 2 pour la localisation de ces DO) ont pu être enregistrées et sont présentées dans la Figure 31.

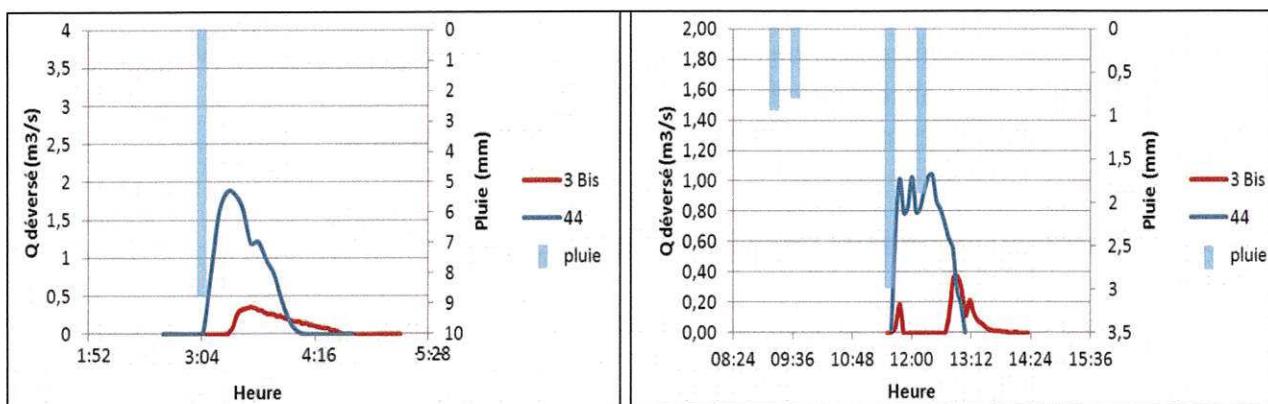


Figure 31. Présentation des débits déversés sur les DO n°3 bis et n°44 pour la journée du 7 septembre 2010 (à gauche de 3h à 4h30 et à droite de 11h à 14h30)

Tout d'abord, les précipitations du 6 septembre n'ont pas provoqué de déversements du fait de leur faible intensité. Ensuite, le DO 44 étant situé en amont du DO 3 bis explique le décalage dans le temps des déversements (décalage d'environ 15 minutes pour le premier déversement) et la différence de volume déversé. Le DO 44 étant situé en amont, il est probable que le pic de débit ait été « écrété » par le DO 44 et donc que l'augmentation de débit soit moins importante au DO 3 bis conduisant à des déversements plus faibles. Lors de la première période, 800 m³ ont été déversés au DO 3 bis et 3 800 m³ au DO 44 sur une durée d'environ 1h15. Sur la seconde période, 600 m³ se sont déversés en 2h30 au DO 3 bis et 3 800 m³ se sont déversés au DO 44 en 1h30. Au total sur cette journée, 7 600 m³ ont été déversés au DO 44 et 1 400 m³ au DO 3 bis.

3.2 Caractérisation physico chimique

Durant la thèse, 9 campagnes de prélèvements et d'analyses ont été menées en différents lieux du réseau d'assainissement de la CDAPP et lors de différentes conditions climatiques, afin de caractériser les eaux résiduaires urbaines d'un point de vue physico chimique (le détail de ces campagnes est présenté dans le chapitre 2).

Cette partie est composée de trois sous parties relatives :

- à l'étude des concentrations et des flux de paramètres globaux (DCO, MES, azote),
- à l'étude des concentrations et des flux de métaux,
- à une étude préliminaire des HAP liés à la phase particulaire.

3.2.1 Paramètres globaux (MES, DCO et azote total)

L'étude des paramètres globaux s'appuie sur deux campagnes de prélèvements et d'analyse effectuées sur les collecteurs nord et sud avant leur jonction à la STEP de Lescar (chapitre 2). La première a été menée par temps sec le 20 avril 2010 et la deuxième a été menée le 6 septembre 2010 par temps de pluie. Afin de faciliter la lecture de cette thèse, seules ces deux campagnes caractéristiques seront présentées.

➤ Etude par temps sec

L'objectif de l'étude par temps sec est de déterminer l'évolution des concentrations et des flux de polluants au cours de la journée. Ces données serviront de référence afin de pouvoir comparer les flux par temps sec et les flux par temps de pluie et pourront également être comparées à ce qui est observé dans la littérature. La Figure 32 présente l'évolution des volumes, des concentrations et des flux de paramètres globaux sur les réseaux nord et sud durant la journée du 20 avril 2010 (une période de temps sec de 12 jours précède cette date). Les données sont présentées sur 4h ce qui correspond à la fréquence de constitution d'un échantillon (cf chapitre 2).

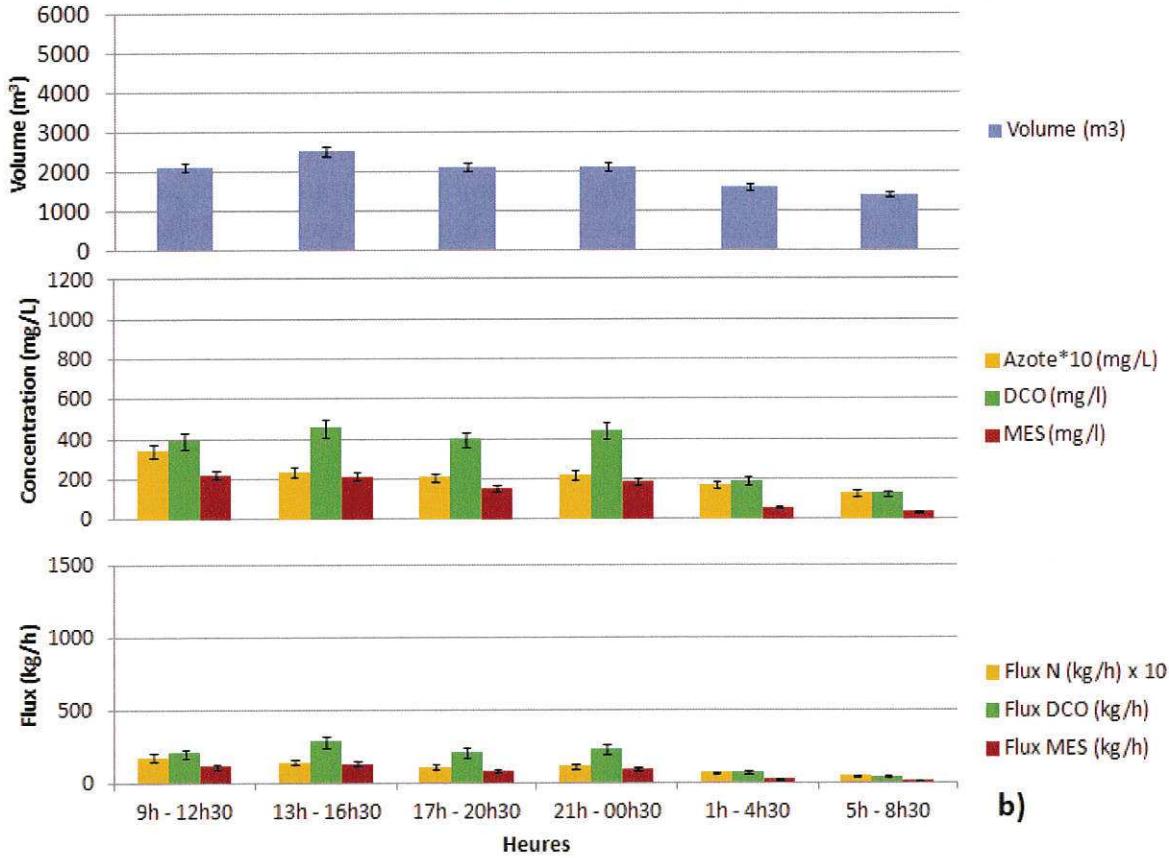
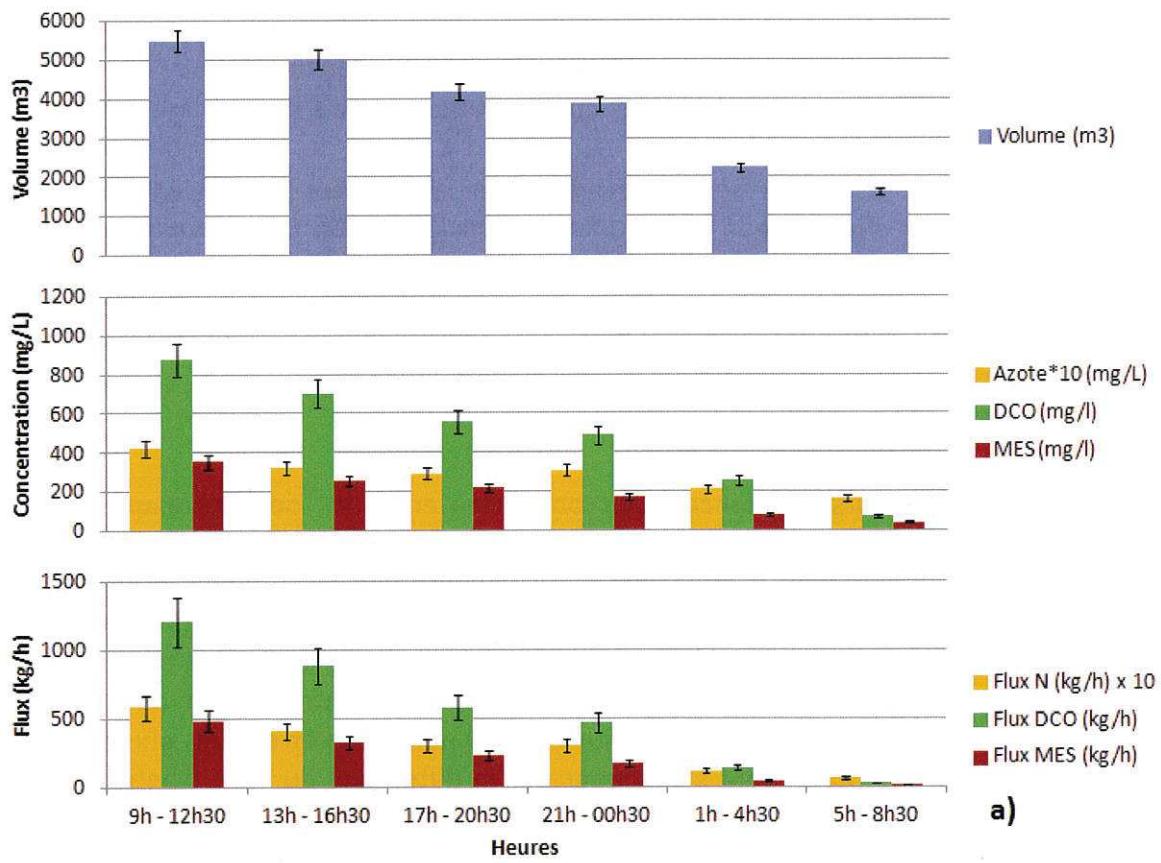


Figure 32. a) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau sud **b)** Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau nord. Campagne de temps sec du 20 avril 2010.

Tout d'abord, certains comportements sont identiques entre les deux réseaux :

- L'évolution des volumes et des concentrations se fait de manière simultanée au cours de la journée.
- Les flux maximaux sont observés dans la journée (de 9h à 0h30) pour diminuer d'un facteur 4 à 20 dans la nuit (1h-8h30). Cette évolution reflète l'utilisation puis le rejet de l'eau par les activités domestiques et industrielles.
- Les concentrations en azote sont maximales en début de journée (9h-12h30) puis elles diminuent d'un facteur 2 durant la nuit. L'azote provenant majoritairement des urines (80 à 90 %) (Kafi-Benyahia 2006), il est un bon indicateur de l'activité domestique.

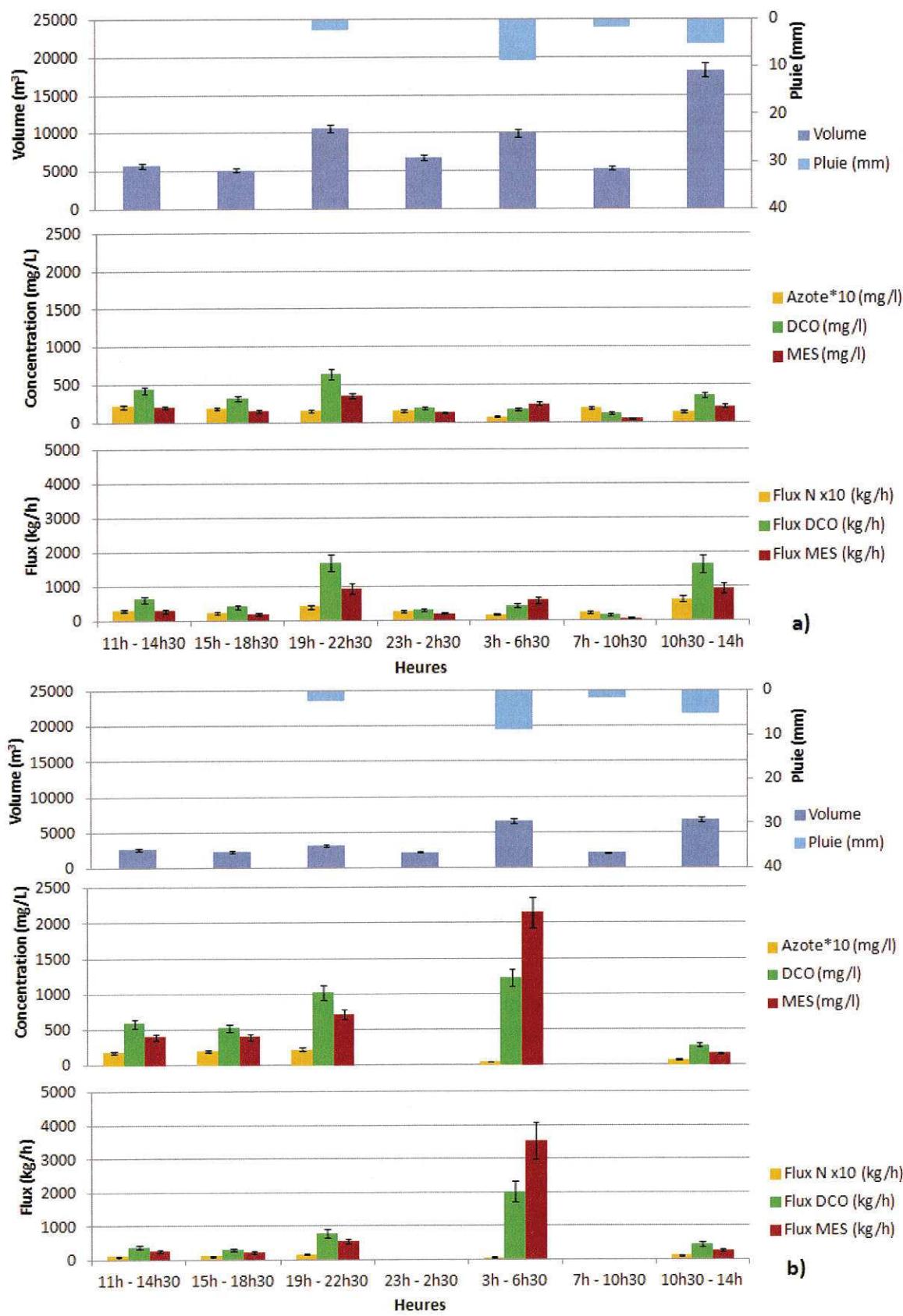
Cependant, plusieurs différences sont observées entre les deux réseaux. Dans le réseau sud, le débit maximal est observé en début de journée et diminue (d'un facteur 3,5) pour atteindre un minimum dans la nuit. Dans le réseau nord (à caractère plus industriel que le réseau sud), le débit est stable durant la journée (9h-0h30) et diminue d'un facteur 2 la nuit. Si dans les deux réseaux, les débits sont similaires la nuit, ils sont supérieurs d'un facteur 2,5 dans le réseau sud en début de journée. Les concentrations et donc les flux suivent la même évolution que les débits, le flux de DCO peut alors être 5 fois plus élevé sur le réseau sud. Cette différence peut s'expliquer par la différence du type d'activité et du nombre d'EH sur les bassins versants de ces réseaux. Le réseau nord draine un bassin versant plus industriel et avec un nombre d'équivalent habitant inférieur de moitié à celui du réseau sud.

D'après la synthèse bibliographique (chapitre 1) pour les concentrations en MES, DCO et azote présentée dans le Tableau 1, il apparaît que les concentrations mesurées lors de cette étude sont globalement du même ordre de grandeur que ce qui est observé dans la littérature. Les valeurs moyennes sont proches de ce qui a été mesuré par Kafi-Benyahia (2006) à Paris de l'ordre de 170 mg/L pour les MES et 380 mg O₂/L pour la DCO mais inférieur d'un facteur 1,5 pour l'azote.

➤ Etude par temps de pluie

L'étude par temps de pluie a été menée selon le même protocole et au même emplacement que par temps sec (réseau intercommunal nord et sud avant leur arrivée à la STEP de Lescar). L'événement pluvieux étudié est celui du 6 et 8 septembre 2010. Il s'agit d'un épisode pluvieux bref et intense composé de 3 sous événements pluvieux et précédé d'une longue période de temps sec (18 jours) (le détail des précipitations et du débit est donné dans la Figure 30).

La Figure 33 présente l'évolution des volumes, des concentrations et des flux de DCO, MES et azote dans le réseau intercommunal sud au cours de la campagne de temps de pluie du 6 septembre 2010.



Remarque : pour les périodes de 23h-2h30 et 7h-10h30 la crête de prélèvement a été obstruée sur le réseau nord, le prélèvement n'a donc pas pu être effectué ce qui explique l'absence de données

Figure 33. a) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de paramètres globaux dans le réseau nord. Campagne de temps de pluie du 6 septembre 2010.

Cette figure met en évidence l'importance des précipitations sur l'évolution des flux de polluants dans le réseau d'assainissement de la CDAPP. Effectivement, chaque épisode pluvieux entraîne une augmentation des flux de MES et de DCO par rapport à la période de temps sec précédente. Cependant, la différence de réaction est totalement différente entre les deux réseaux.

Sur le réseau sud, le premier et le dernier épisode pluvieux entraînent une augmentation de flux importante par rapport au temps sec (rapport de 3 pour les MES et la DCO). Le deuxième épisode pluvieux (à 3 h du matin) engendre un flux de pollution deux à trois fois plus faible que les deux autres bien qu'il soit plus important en termes de hauteur et d'intensité (8,8 mm en une heure). Cependant, l'activité domestique et industrielle étant très faible à cette période de la journée, il est probable que l'apport de polluants soit essentiellement dû aux précipitations (ruissellement et entraînement des stocks du réseau). Le troisième épisode pluvieux n'entraîne pas de modifications en termes de flux. Etant donné la faible hauteur précipitée (< 2 mm), il n'y a pas eu de ruissellement et donc pas d'apport de polluants. Les flux d'azote évoluent peu au cours de la campagne, il semble qu'ils ne soient pas soumis aux mêmes phénomènes que les MES et la DCO.

Dans le réseau nord en revanche, le premier épisode pluvieux entraîne une augmentation des concentrations et des flux d'un facteur 2 environ, le volume n'est quasiment pas modifié. Cependant, le second épisode pluvieux entraîne une forte augmentation du volume et des concentrations (notamment en MES jusqu'à 1250 mg/L et DCO jusqu'à 2200 mg O₂/L) ; le flux sur cette période est donc très important (supérieur d'un facteur 6 à 10 par rapport au temps sec). Il est probable, que sur le bassin versant du réseau nord, la première pluie n'ait pas érodé les sédiments dans le réseau ; ce qui explique que le flux soit très important lors du deuxième épisode pluvieux plus intense. Effectivement, pour les MES et la DCO, les flux par temps de pluie proviennent majoritairement de la remise en suspension des dépôts accumulés par temps sec dans les réseaux et érodés lors de l'augmentation de débit. D'après Gromaire (1998), cette source contribue de 49 à 63 % pour les MES et la DCO et de 35 à 70 % d'après Gasperi et al (2010). Le troisième épisode pluvieux engendre un volume similaire à celui de l'événement 2 mais les concentrations sont inférieures à celle de temps sec (facteur 2) ce qui signifie que tout a été lessivé et érodé ; c'est pourquoi les flux sont similaires à ceux de temps sec. Comme dans le réseau sud, les flux d'azote ne suivent pas la même tendance que les autres polluants.

Pour l'azote, sur les deux réseaux, les concentrations évoluent peu au fil de la campagne de prélèvement et aucune augmentation lors d'épisodes pluvieux n'est observé comme c'est le cas pour les MES et la DCO. Il semble que ceci soit dû au fait que l'azote soit principalement présente sous forme dissoute (Kafi-Benyahia 2006) et ne soit donc pas sensible aux phénomènes de sédimentation et d'érosion.

En ce qui concerne les concentrations en azote observées par temps de pluie il apparaît qu'elles sont plus faibles que par temps sec (elles varient de 22 à 4 mg/L). Ce qui confirme que les eaux pluviales apportent peu d'azote et influencent les concentrations par un phénomène de dilution.

Lors de cette campagne de temps de pluie, les concentrations maximales en MES et DCO sont nettement plus élevées que par temps sec (en particulier dans le réseau nord) : jusqu'à 1230 mg d'O₂/L pour la DCO et 2145 mg/L pour les MES. Ces résultats mettent en évidence l'importance de l'apport de polluants par temps de pluie dans le réseau de la CDAPP.

Au cours de cette période de temps de pluie, les concentrations mesurées varient très fortement suivant la période de prélèvement : de 124 à 1230 mg d'O₂/L pour la DCO, de 48 à 2145 mg/L pour les MES et de 4 à 22 mg/L pour l'azote total. Les valeurs moyennes sont respectivement de 490, 429 et 15 mg/L. Les concentrations maximales sont en général observées durant un épisode pluvieux et les concentrations minimales à la suite de l'événement. Dans la littérature, des variations si importantes sont rares. Seul Barco et al (2008) présente des concentrations par temps de pluie similaires à celles observées sur la CDAPP. Les concentrations maximales qu'ils observent sont même supérieures (MES : 3880 mg/L et DCO 5080 mg d'O₂/L). Cependant certains auteurs ne donnent pas les valeurs extrêmes mais seulement les d10 et d90. De ce fait, les comparaisons sont délicates et les valeurs moyennes ou médianes peuvent être plus appropriées. En se référant aux valeurs moyennes, il apparaît que les valeurs obtenus pour les eaux usées de temps de pluie de la CDAPP se situent dans le même ordre de grandeur que ce qui est observé par Suarez et Puertas (2005) ou encore Gasperi et al (2006a). Si des ordres de grandeur comparables apparaissent en termes de concentrations entre les différentes études, la multitude de paramètres les influençant (type de bassin versant, type d'activité, coefficient d'imperméabilisation,...) rend l'interprétation des différences observées délicate.

Durant cette campagne de prélèvement, des déversements se sont produits et ont été enregistrés sur les DO n°3 bis et 44 (Figure 31). Une étude menée en 2009 avait permis de mettre en évidence l'homogénéité des concentrations en polluant sur le réseau sud. De ce fait, les concentrations sur le DO 44 ont pu être estimées à partir des prélèvements effectués sur le DO 3 bis situés sur le réseau sud à proximité l'un de l'autre (Annexe 3 et Annexe 2).

La Figure 34 présente les volumes, les concentrations et les flux de polluants déversés sur les DO 3 bis et 44 durant la période étudiée.

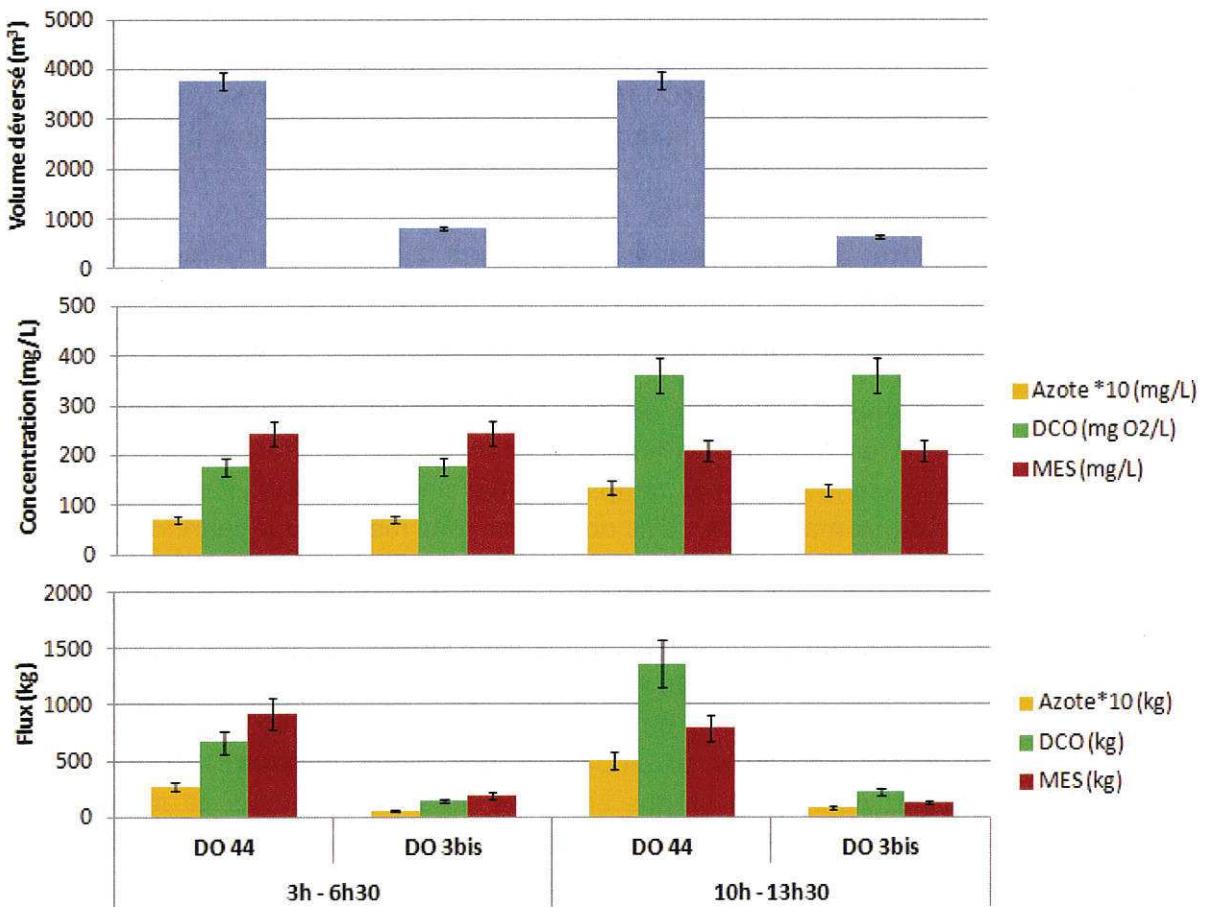


Figure 34. Volume déversé, concentration et flux de MES, DCO et N déversés le 7 septembre 2010 sur les DO 44 et 3 bis

Durant cette campagne de mesures, deux déversements ont eu lieu le 7 septembre. Les volumes déversés, sont quasiment identiques pour les deux plages horaires (3h-6h30 et 10h-13h30) et sont nettement plus importants sur le DO 44 que sur le DO 3 bis (facteur 4). Le DO 44 étant situé en amont du DO 3 bis, il a déversé la majorité du surplus de débit c'est pourquoi le volume déversé est plus important sur ce point. Au total sur cette journée, 7 600 m³ ont été déversés au DO 44 et 1 400 m³ au DO 3 bis.

Les concentrations en azote et DCO sont plus élevées lors de la seconde période de déversements sauf pour les MES qui restent dans le même ordre de grandeur. Les volumes déversés au niveau du DO 44 entraînent logiquement le déversement de flux plus importants sur ce DO. Au total, durant cette campagne de prélèvement, des flux de 90 kg d'azote, 2400 kg d'O₂ de DCO et de 2000 kg de MES ont été déversés via ces deux DO dans le Gave de Pau.

➤ Synthèse des résultats de l'analyse des paramètres globaux lors de l'ensemble des campagnes de prélèvements

Après avoir étudié en détail l'évolution des concentrations en paramètres globaux dans les réseaux nord et sud de la CDAPP pour deux campagnes caractéristiques de temps sec et de temps de pluie, cette partie présente la synthèse des résultats mesurés pour les 9 campagnes de prélèvements effectuées en différents points de la zone d'étude (chapitre 2). L'objectif est de valider les observations effectuées lors de deux campagnes à une plus large échelle, d'avoir une vue d'ensemble des caractéristiques des eaux usées de la CDAPP et enfin de comparer les concentrations lors de différentes conditions.

La Figure 35 présente les concentrations en paramètres globaux (azote total, DCO et MES) pour l'ensemble des campagnes de prélèvements effectuées par temps sec sous forme de box plot. Dans cette figure seuls les échantillons prélevés au cours de la journée (entre 8h et 23h) sont présentés. L'étude des débits a permis de mettre en évidence que cette plage horaire correspond à celle durant laquelle le débit et donc les activités sont maximales.

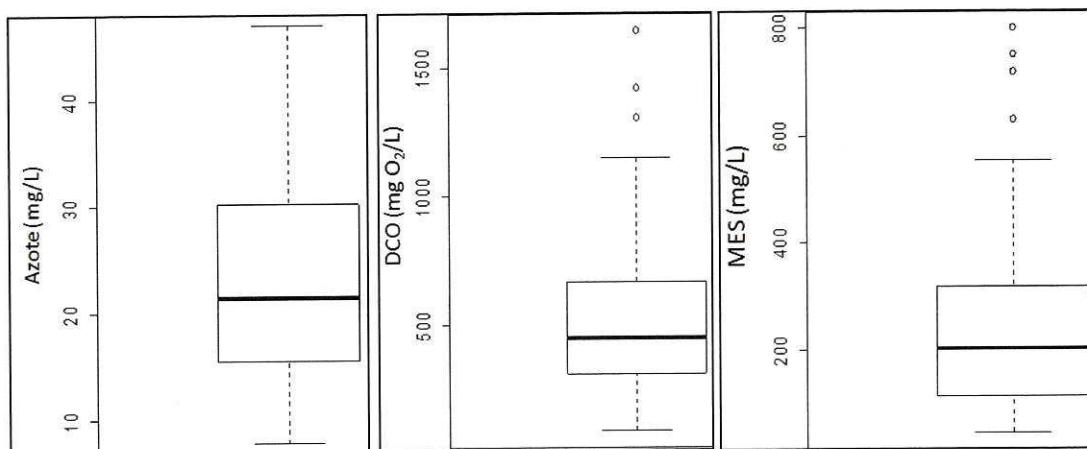


Figure 35. Concentrations en azote total, DCO et MES observées durant la journée (entre 8h et 23h) pour l'ensemble des échantillons de temps sec (n = 50)

Remarque : un prélèvement effectué par temps sec à l'aval du bassin d'Indus nord n'a pas été pris en compte dans cette présentation par souci d'échelle du fait de concentrations très élevées.

Même par temps sec et au cours de la journée, des variations de concentrations importantes peuvent avoir lieu (facteur supérieur à 10 entre les valeurs maximales et minimales pour la DCO et les MES et facteur 5 pour l'azote). Des valeurs extrêmes (« outliers ») sont observées pour la DCO et les MES, ces mesures ont été faites à l'aval d'un bassin versant industriel. Pour l'azote les variations de concentrations sont plus faibles. Pour l'ensemble des paramètres, les valeurs les plus faibles sont observées en fin de journée ou à la suite d'un événement pluvieux.

De la même manière que la figure précédente, la Figure 36 présente les concentrations en azote total, DCO et MES au cours de la nuit (entre 23h et 8h) pour l'ensemble des campagnes de temps sec.

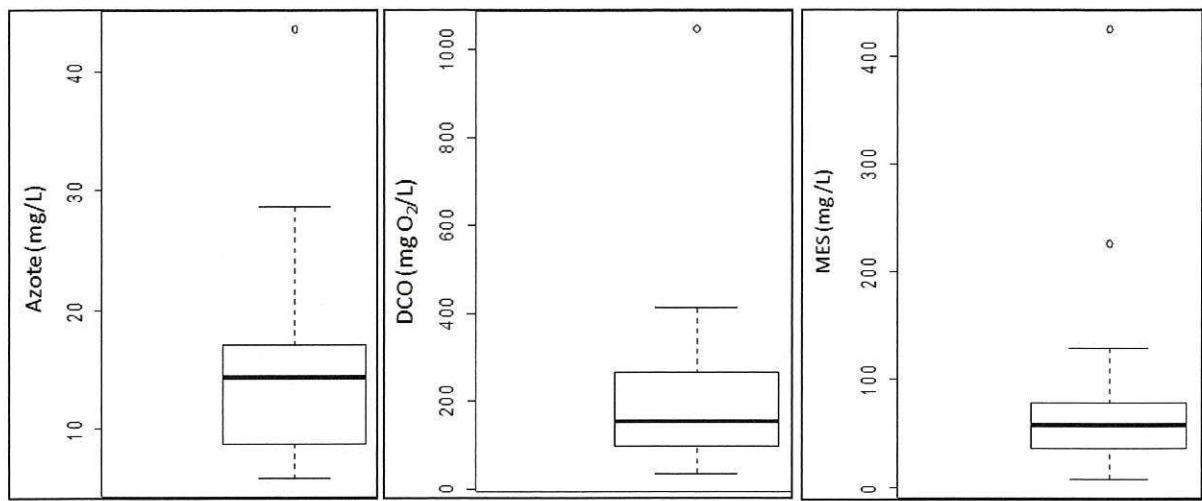


Figure 36. Concentrations en azote total, DCO et MES observées durant la nuit (entre 23h et 8h) pour l'ensemble des campagnes de temps sec ($n = 23$)

Pour l'ensemble des paramètres, une nette baisse des concentrations est observée entre le jour et la nuit (facteur 2,5 pour la DCO et les MES et 1,5 pour l'azote). Les valeurs extrêmes sont dues à un prélèvement effectué sur le poste de relevage de Jurançon à la fin de la nuit ; d'autres campagnes de prélèvements seraient nécessaires pour établir s'il s'agit d'un cas isolé ou d'une généralité sur ce point. Les valeurs minimales sont systématiquement observées au milieu de la nuit vers 4h et 5h.

Enfin, concernant la synthèse des résultats relatifs aux paramètres globaux, la Figure 37 présente l'ensemble des concentrations mesurées par temps de pluie de jour comme de nuit.

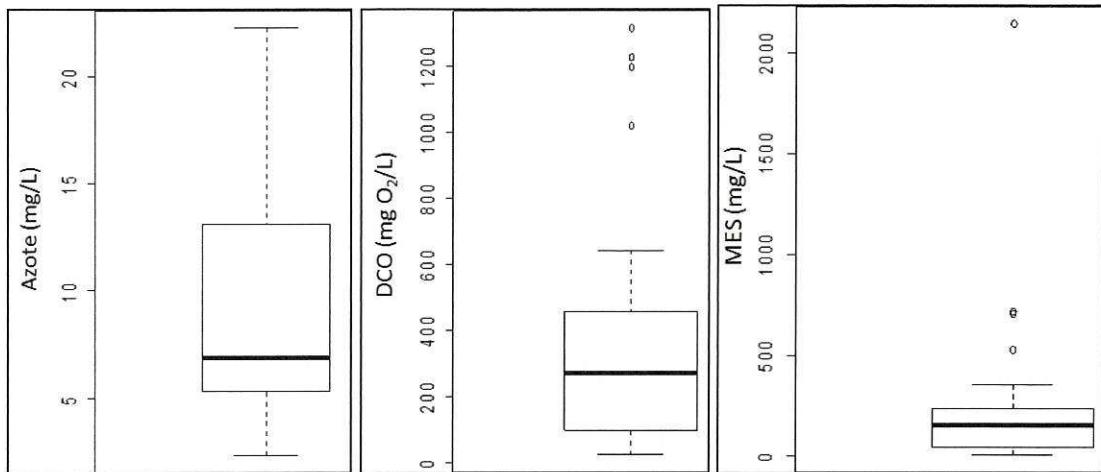


Figure 37. Concentrations en azote total, DCO et MES observées par temps de pluie pour l'ensemble des campagnes de prélèvements ($n = 27$)

Par temps de pluie, le comportement des polluants est différent entre l'azote et les autres. Effectivement, pour l'azote, les concentrations mesurées par temps de pluie sont inférieures à celles mesurées par temps sec (de jour et de nuit). Cette observation confirme ce qui avait été mis en évidence au niveau de la partie précédente concernant la

présentation d'une campagne de temps sec et de temps de pluie, à savoir que les précipitations n'engendrent pas un apport d'azote mais contribue principalement à diluer celui-ci.

Pour les autres paramètres (DCO et MES), les concentrations médianes par temps de pluie se situent entre celles de jour et celles de nuit par temps sec. Mais les résultats mettent en évidence une très forte variabilité avec un rapport pouvant dépasser 100 entre les valeurs minimales et maximales. Cette variabilité est due au moment du prélèvement de l'échantillon durant la pluie. C'est en début d'événement pluvieux que les concentrations maximales ont systématiquement été observées. Dans les réseaux nord et sud, c'est par temps de pluie que les concentrations maximales ont été observées, au moment de la remise en suspension des dépôts dans les collecteurs et du ruissellement sur les surfaces imperméabilisées.

Les 27 échantillons proviennent de 8 événements pluvieux différents prélevés sur les réseaux nord et sud. Les fréquences de retour de ces événements sont biennale (1 événement), mensuelle (2), bi hebdomadaire (1), hebdomadaire (2) et inférieur à hebdomadaire (2). C'est au cours de l'événement de fréquence mensuelle que les concentrations les plus importantes sont enregistrées. Il apparaît délicat de mettre en relation le type d'événement pluvieux et sa fréquence de retour avec les concentrations en paramètres globaux. Ceci laisse penser que d'autres facteurs influencent les concentrations, ce point sera repris plus en détail dans le chapitre 4 consacré au suivi en continu des paramètres globaux.

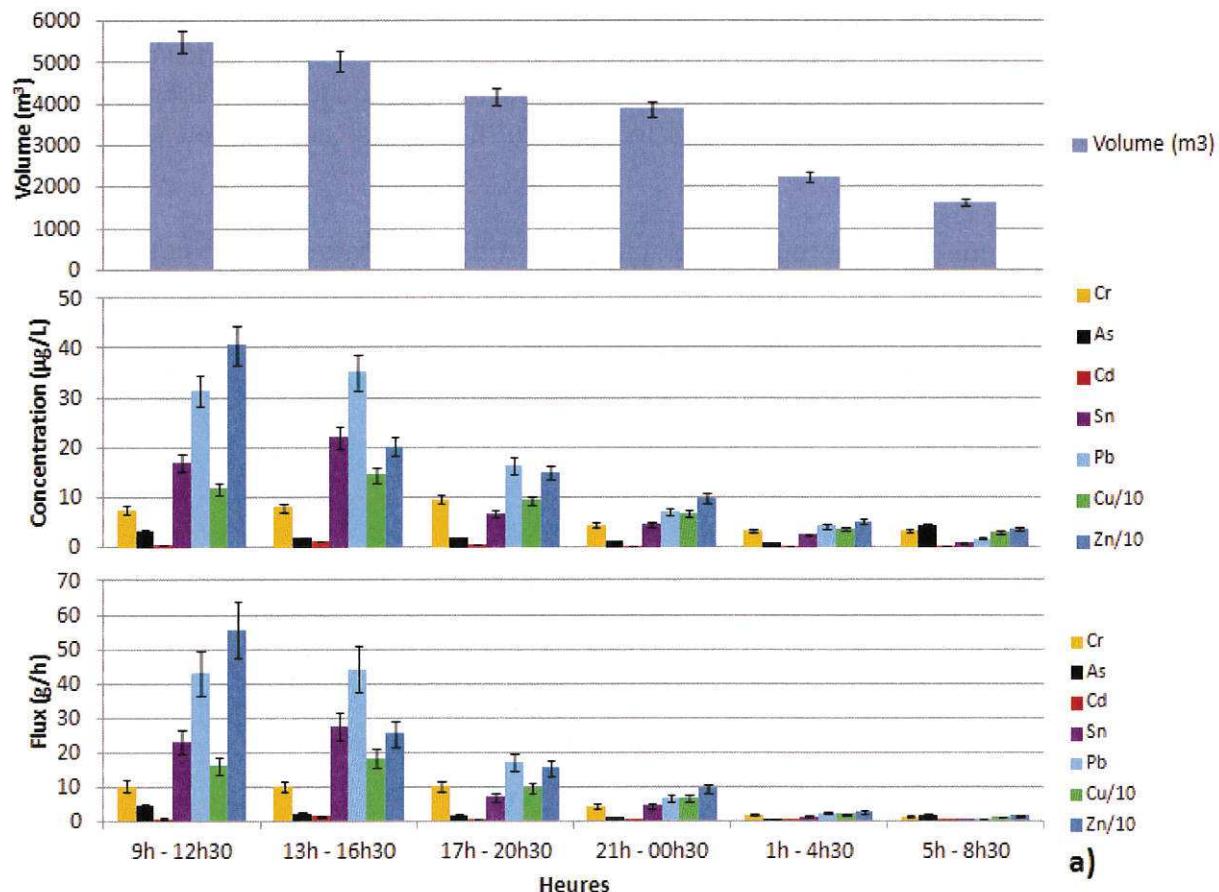
Il faut noter que les remarques faites par rapport à la littérature scientifique pour les deux campagnes (temps sec et temps de pluie) présentées précédemment restent valables à l'échelle de l'ensemble des campagnes puisque les ordres de grandeurs sont similaires pour l'ensemble de ces campagnes.

3.2.2 Micropolluants métalliques

Cette partie est consacrée à l'étude des micros polluants métalliques dans le réseau d'assainissement de la CDAPP et est constituée de plusieurs sous parties. Premièrement, de la même manière que pour les paramètres globaux, les concentrations et les flux de métaux ont été mesurés durant la campagne de temps sec (20 avril 2010) et la campagne de temps de pluie (6 septembre 2010). Ensuite, une synthèse de l'ensemble des résultats issus des 9 campagnes de prélèvements est effectuée. Enfin, l'étude de la répartition des métaux entre les phases dissoutes et particulières ainsi que l'étude préliminaire des métaux associés aux colloïdes est présentée.

➤ Etude par temps sec

La Figure 38 présente les volumes, les concentrations (exprimées en métal total : somme dissous plus particulaire) et les flux de métaux obtenus dans les réseaux nord et sud par temps sec.



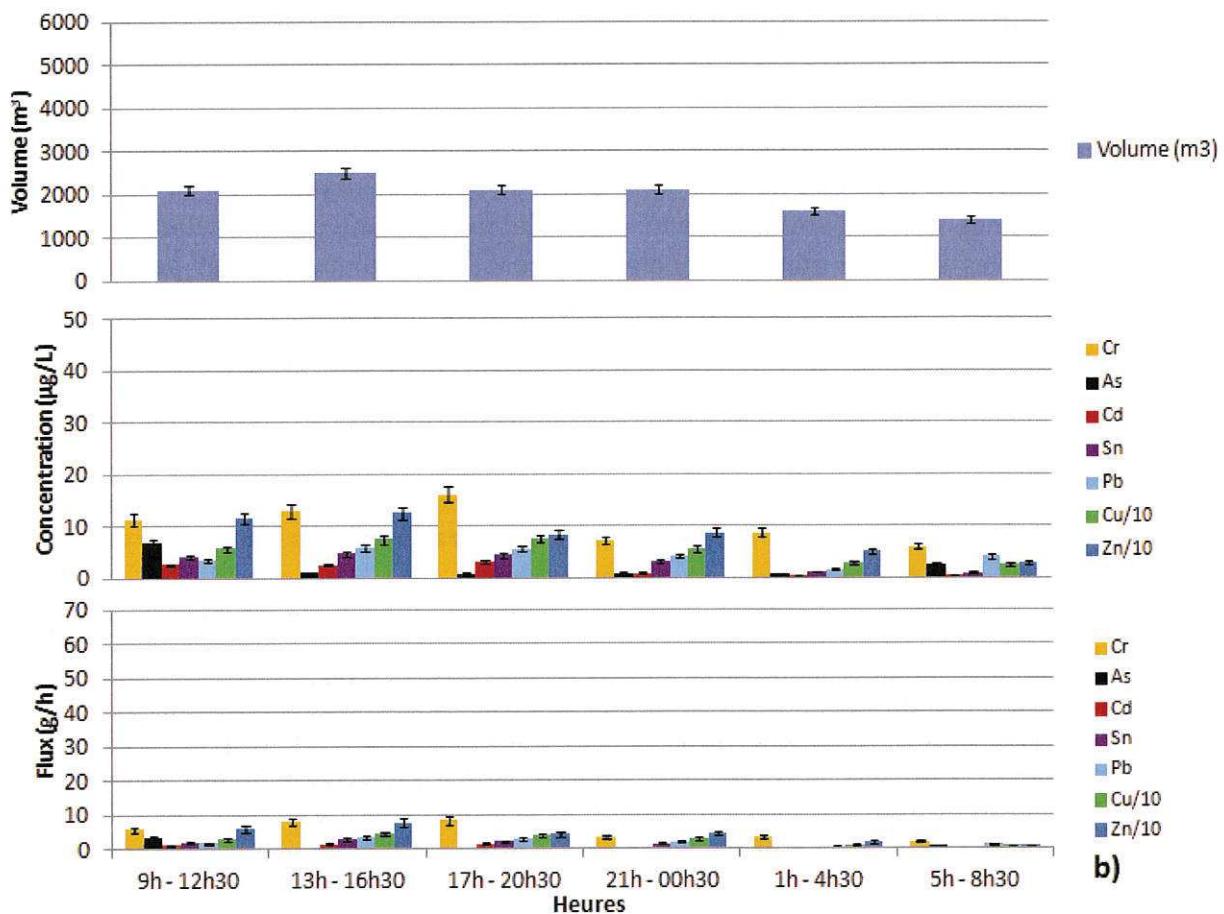


Figure 38. a) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau nord. Campagne de temps sec du 20 avril 2010.

Dans le réseau nord comme dans le réseau sud, les concentrations en éléments métalliques les plus importantes par ordre décroissant sont : Zn > Cu > Pb > Cr > Sn > As > Cd. Le profil des concentrations suit la même évolution que celui des paramètres globaux (DCO, MES et azote), elles sont donc proportionnelles au volume mesuré. Seul l'arsenic a un profil différent du fait de son origine. Bareille (2008) a mis en évidence une présence importante d'arsenic sur le bassin versant du Gave de Pau. L'origine de l'arsenic dans les eaux est donc essentiellement due au bruit de fond géochimique important du secteur c'est probablement la raison pour laquelle son évolution est différente des autres métaux.

Si les flux de métaux sont systématiquement plus importants dans le réseau sud du fait d'un débit plus important, les concentrations en métaux varient d'un site à l'autre. Pour le chrome, l'arsenic et le cadmium, les concentrations sont similaires ou supérieures d'un facteur 3 dans le réseau nord. Cette différence peut s'expliquer par le fait que le bassin versant du réseau nord est plus industriel et que ces métaux proviendraient de certains de ces rejets. Pour tous les autres métaux, c'est dans le réseau sud que les concentrations sont les plus importantes (jusqu'à un facteur 10). Cette différence est délicate à expliquer et peut venir de l'origine différente suivant les métaux.

Il est intéressant de noter que les concentrations les plus élevées sont systématiquement mesurées au cours de la journée (en particulier de 9h à 16h30) période au cours de laquelle les activités domestiques et industrielles sont les plus fortes. Ces variations entre

concentrations minimales et maximales mesurées au cours de la journée vont d'un facteur 2 pour le chrome à un facteur 10 pour le zinc et le plomb.

En étudiant les concentrations en métaux mesurées la nuit (1h-8h30) il apparaît qu'elles sont équivalentes dans le réseau nord et dans le réseau sud (de 0,1 µg/L pour le cadmium à 50 µg/L pour le zinc). Cette information semble signifier qu'il y a une concentration moyenne homogène dans les eaux de nuit (principalement constituées d'eaux claires parasites) et qu'au cours de la journée, en fonction des activités les apports de métaux engendrent une augmentation des concentrations. Il est difficile de comparer les concentrations reportées dans la littérature d'un site par rapport à un autre du fait de l'influence des sources locales telles que les activités présentes sur le bassin versant, la nature des canalisations ou encore le bruit de fond géochimique.

Cependant, en comparant les concentrations en métaux dans les eaux usées de temps sec de la CDAPP à celles qui sont reportées dans la littérature il apparaît qu'un ordre de grandeur général se dégage en termes de concentrations.

Pour le zinc, les valeurs mesurées au cours de cette étude sont de 27, 120 et 400 µg/L (valeur minimale, moyenne et maximale) ; Rule et al (2006a) ou encore Kafi-Benyahia (2006) obtiennent des valeurs comparables (respectivement 23, 155 et 770 µg/L et 148, 205 et 470 µg/L). Ces valeurs sont en revanche nettement inférieures à celle obtenus par Gasperi et al (2008) qui obtient 224, 361 et 1320 µg/L. Pour le cuivre et le chrome des valeurs très proches de celles mesurées à Nancy par Houhou et al (2008) sont observées. Les valeurs de plomb sont également du même ordre de grandeur que ce qui est mesuré dans ces autres études. Pour le cadmium, les valeurs minimales, moyennes et maximales de cette campagne sont de 0,1, 1,0 et 3,0 µg/L ce qui est plus élevé que pour les autres études. Par exemple les concentrations de temps sec de Houhou et al (2008) sont de 0,02, 0,13 et 0,50 µg/L. Seul Rule et al (2006a) observe une concentration maximale supérieure à 3 µg/L (6,1 µg/L).

Le flux de polluant rejeté par équivalent habitant et par jour permet de comparer différents sites d'études entre eux. Ce calcul a été fait pour les réseaux sud (86 000 EH) et nord (46 000 EH) et est comparé à ce qui a été observé sur le bassin versant du Marais à Paris par Gromaire (1998). Les résultats sont présentés dans le Tableau 38.

Tableau 38. Flux de polluant et débit d'eaux usées rejetés par EH et par jour de temps sec sur les réseaux sud et nord de la CDAPP et sur le bassin versant du Marais

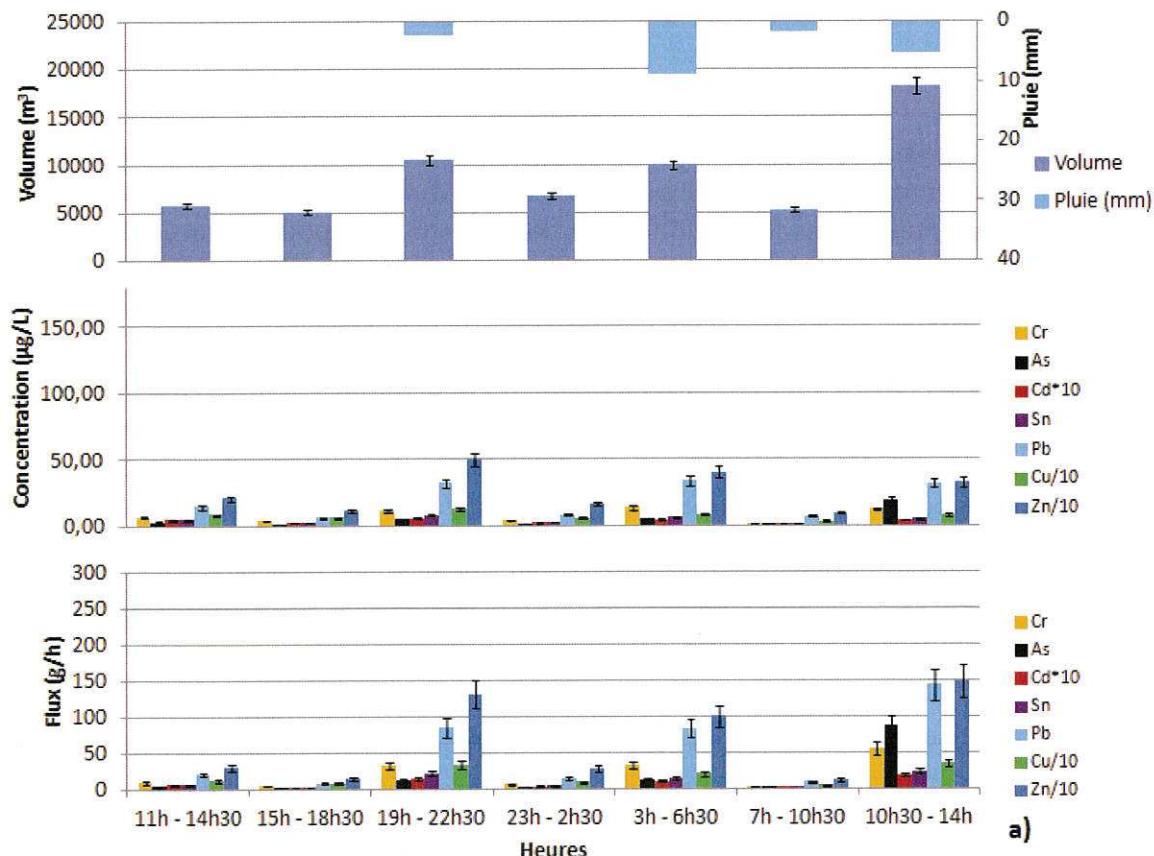
| | Réseau Sud | Réseau Nord | Gromaire (1998) Le Marais | Bécouze (2010) Ecully |
|-------------------------|--------------------|--------------------|------------------------------|--------------------------|
| Q (l/j/EH) | 261 | 257 | 338-549 | - |
| MES (g/j/EH) | 58,9 | 40,2 | 48-77 | 82-105 |
| DCO | 154,0 | 91,3 | 116-185 | 211-243 |
| Pollution azotée | 8,27 (azote total) | 5,76 (azote total) | 4-5,1 (NH_4^+) | - |
| Cd (mg/j/EH) | 0,16 | 0,47 | 0,10-0,21 | 0-1,2 |
| Cu | 25,1 | 14,3 | 23-42 | 3-45 |
| Pb | 5,31 | 1,10 | 2,3-8,6 | 0-1,2 |
| Zn | 51,4 | 22,4 | 40-84 | 3-45 |

Pour tous les éléments, les flux rejetés par EH sont plus importants sur le réseau sud que sur le réseau nord. Seul le cadmium est supérieur sur le réseau nord et le débit est équivalent sur les deux réseaux. Le caractère plus industriel de ce bassin versant peut expliquer cette différence. Cependant, de nouvelles études seraient intéressantes pour éclaircir ce point. En comparant les résultats du réseau sud à ceux obtenus sur le bassin versant du Marais par Gromaire (1998), il apparaît que tous les paramètres sont compris dans la fourchette de valeurs obtenue au Marais. Deux paramètres diffèrent, ce sont NH_4^+ et le débit. La concentration en NH_4^+ est légèrement supérieure sur la CDAPP alors que le débit est 1,5 fois plus faible sur la CDAPP. Pourtant, la présence importante d'ECP a été démontrée sur la CDAPP contribuant à augmenter le débit. Bécoze (2010) obtient des valeurs nettement supérieures pour les paramètres globaux (jusqu'à un facteur 2) alors qu'elles sont similaires pour les métaux.

Il faut noter que quelque soit le site étudié, les valeurs obtenues sont inférieures à ce qui est préconisé par la Directive Européenne du 21 mai 1991 pour le dimensionnement des ouvrages de traitement des eaux usées pour les MES et l'azote (respectivement 90 g/jour/habitants et 15g/jour/habitants). Et qu'elles sont du même ordre de grandeur pour la DCO (120 g/jour/habitants).

➤ Etude par temps de pluie

La Figure 39 présente l'évolution des volumes, des concentrations et des flux de métaux dans les réseaux nord et sud par temps de pluie (campagne du 6 septembre 2010).



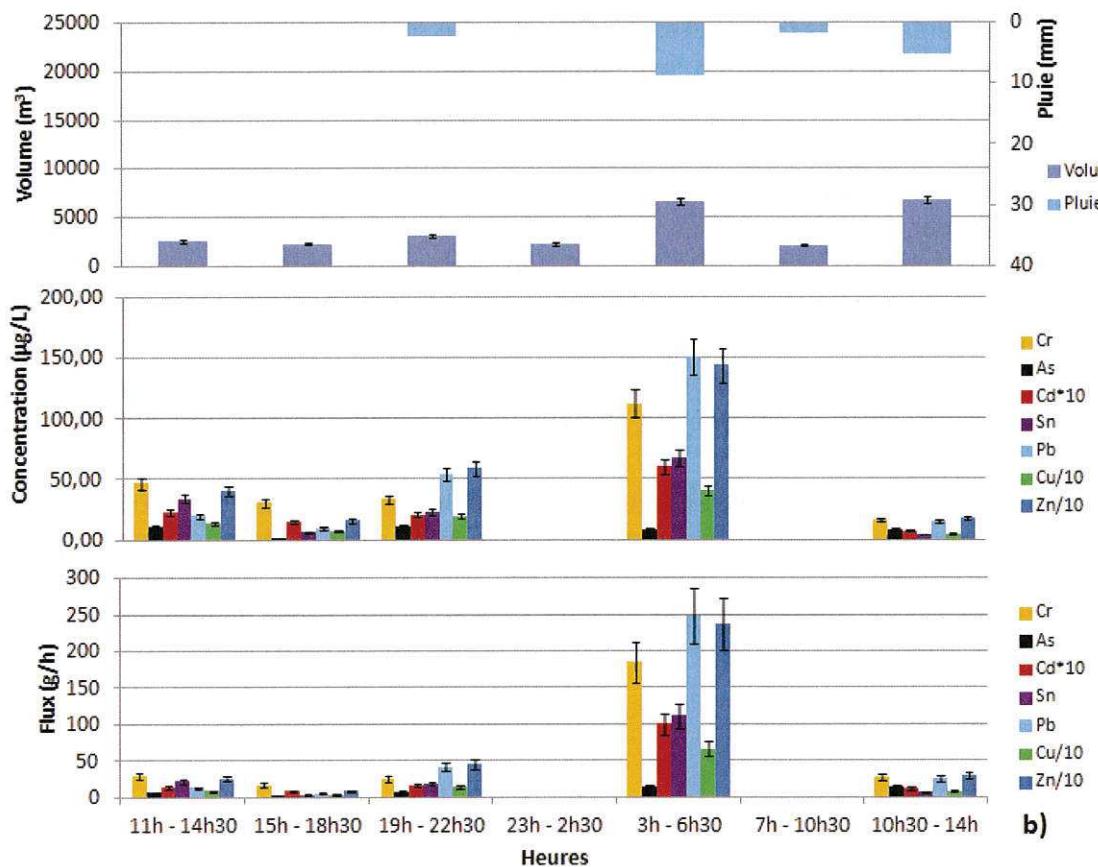


Figure 39. a) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau sud b) Volumes, concentrations et flux de métaux dans le réseau nord. Campagne de temps de pluie du 20 avril 2010.

De la même manière que pour les MES et la DCO, les concentrations et les flux de métaux sont étroitement liés aux précipitations. Effectivement, chaque épisode pluvieux entraîne une augmentation des flux d'un facteur de 1,5 à 10 (sauf pour le troisième épisode de trop faible intensité). Les métaux les plus présents par temps sec sont également les plus présents par temps de pluie (du plus concentré au moins concentré : Zn > Cu > Pb > Cr > Sn > As > Cd).

Il apparaît que les flux de métaux suivent globalement la même évolution que les MES et la DCO c'est donc dans le réseau nord que les concentrations en métaux maximales sont observées. Lors du deuxième événement, l'augmentation simultanée du débit et de la concentration engendre une augmentation de flux de métaux très importante : d'un facteur 4 à 5 par rapport au temps sec. C'est lors de cet épisode que les concentrations maximales sont observées (en $\mu\text{g/L}$) : Zn 1435, Cu 403, Pb 150, Cr 112, Sn 67, As 8 et Cd 6. Seul l'arsenic n'est pas influencé par les épisodes pluvieux et sa concentration est relativement stable dans le temps.

En comparant les valeurs obtenues lors de cette campagne de temps de pluie à celles obtenus lors de la campagne de temps sec, il apparaît que les concentrations augmentent de manière systématique par temps de pluie (concentrations minimales, moyennes et maximales). Une augmentation des valeurs moyennes d'un facteur 2 est observée entre le temps sec et le temps de pluie (sauf pour le cadmium et l'arsenic). Ce constat est en accord

avec les résultats présents dans la littérature qui mettent en évidence l'augmentation de la concentration en métaux dans les eaux usées de temps de pluie. D'après Gromaire et al (2001), cette augmentation est essentiellement due au ruissellement pour le cadmium, le plomb et le zinc. D'après cette étude, environ 3 % du flux de métal provient des eaux usées de temps sec et le flux de métal mesuré dans les eaux de ruissellement est supérieur à celui mesuré à l'exutoire du réseau unitaire ce qui signifie qu'une partie de ces métaux, présents sous forme dissoute dans les eaux de ruissellement, sont adsorbés dans les particules du réseau. Seul le cuivre se comporte de manière similaire aux MES et environ 17 % provient des eaux usées de temps sec, 34 % du ruissellement et 45 % de la remise en suspension des dépôts du réseau.

Les concentrations en métaux dans les eaux usées de temps de pluie varient fortement d'une étude à l'autre probablement du fait des caractéristiques des sites telles que la couverture des toits, l'imperméabilisation ou encore le trafic routier (Zgheib et al 2011). L'étude menée à Lyon sur le site d'Ecully par Becouze (2010) montre par exemple des concentrations dix fois plus faibles que celles observées par Chebbo et al (2001) sur le bassin versant du Marais à Paris. Dans ce cas, cette différence peut s'expliquer par le type de bassin versant. Le bassin versant d'Ecully est constitué à 60 % d'espace vert alors que celui du Marais est imperméabilisé à 90 %, le trafic routier ou encore la nature des surfaces imperméabilisées peuvent également avoir une influence. Les résultats obtenus sur le territoire de la CDAPP sont similaires à ceux obtenus par Chebbo et al (2001) pour tous les métaux sauf pour le zinc. Effectivement, les concentrations en zinc mesurées sur la CDAPP (maximum 1435 µg/L) sont inférieures d'un facteur de 2 à 5 à celles observées sur le bassin versant du Marais (maximum 3100 µg/L). Pour expliquer ces fortes concentrations en zinc les auteurs mettent en avant le revêtement des toitures fortement constitués d'éléments en zinc. Par rapport à d'autres études telles que Gasperi et al (2008) ou encore Kafi-Benyahia (2006) les gammes de concentrations sont du même ordre de grandeur. Les concentrations en cadmium sont cependant plus importantes sur la CDAPP (concentration maximale de 6,1 µg/L) que pour ces études (concentrations maximales de 2,1 et 1,9 µg/L).

De la même manière que pour les paramètres globaux (MES, DCO et azote), les volumes déversés, ainsi que la concentration et les flux de métaux déversés vers le Gave de Pau durant cette période sont regroupés dans la Figure 40.

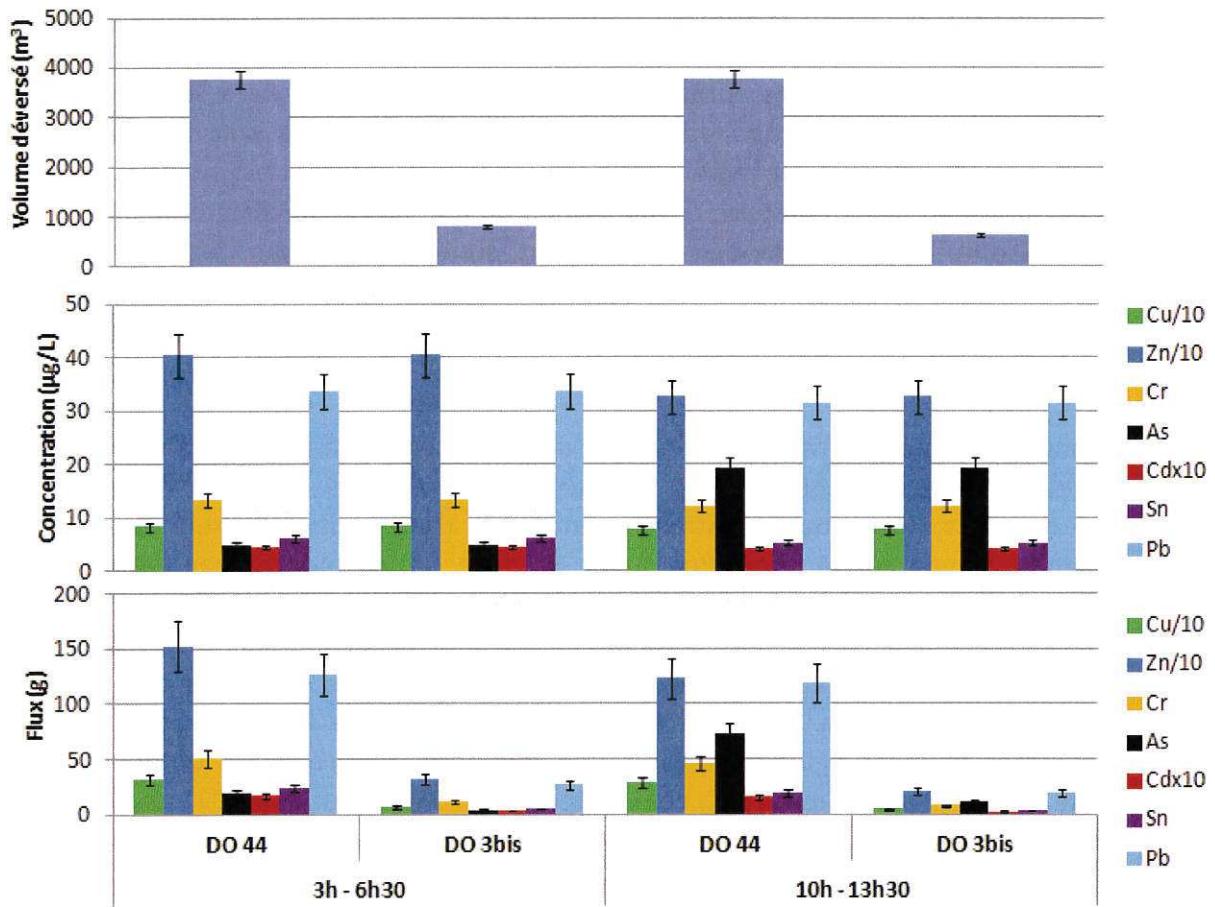


Figure 40. Volume déversé, concentration et flux de métaux déversés le 7 septembre 2010 sur les DO 44 et 3 bis.

Les concentrations en métaux sont du même ordre de grandeur durant les deux périodes de déversement (sauf l'arsenic qui est plus élevé durant la seconde période). Les flux de métaux déversés sont donc liés au volume déversé. Durant l'ensemble de la période de déversement (3h-6h30 et 10h-13h30), les flux de métaux déversés par ces deux DO varient de 4 g pour le cadmium à 3,3 kg pour le zinc.

➤ Synthèse des résultats de l'analyse des métaux lors de l'ensemble des campagnes de prélèvements

Comme pour les paramètres globaux, après avoir étudié en détail l'évolution des concentrations en métaux dans les réseaux nord et sud de la CDAPP pour deux campagnes caractéristiques de temps sec et de temps de pluie, cette partie présente la synthèse des résultats mesurés pour les 9 campagnes de prélèvements effectuées en différents points de la zone d'étude (chapitre 2). Ensuite la répartition des métaux entre les phases dissoute et particulaire ainsi que leur association aux colloïdes sera étudiée.

La Figure 41 présente les concentrations totales (dissous plus particulaire) en métaux (Cu, Zn, Cr, As, Cd, Sn, Pb) obtenues dans le système d'assainissement pour l'ensemble des prélèvements effectués par temps sec et en journée entre 8h et 23h ($n = 50$) sous forme de box plot.

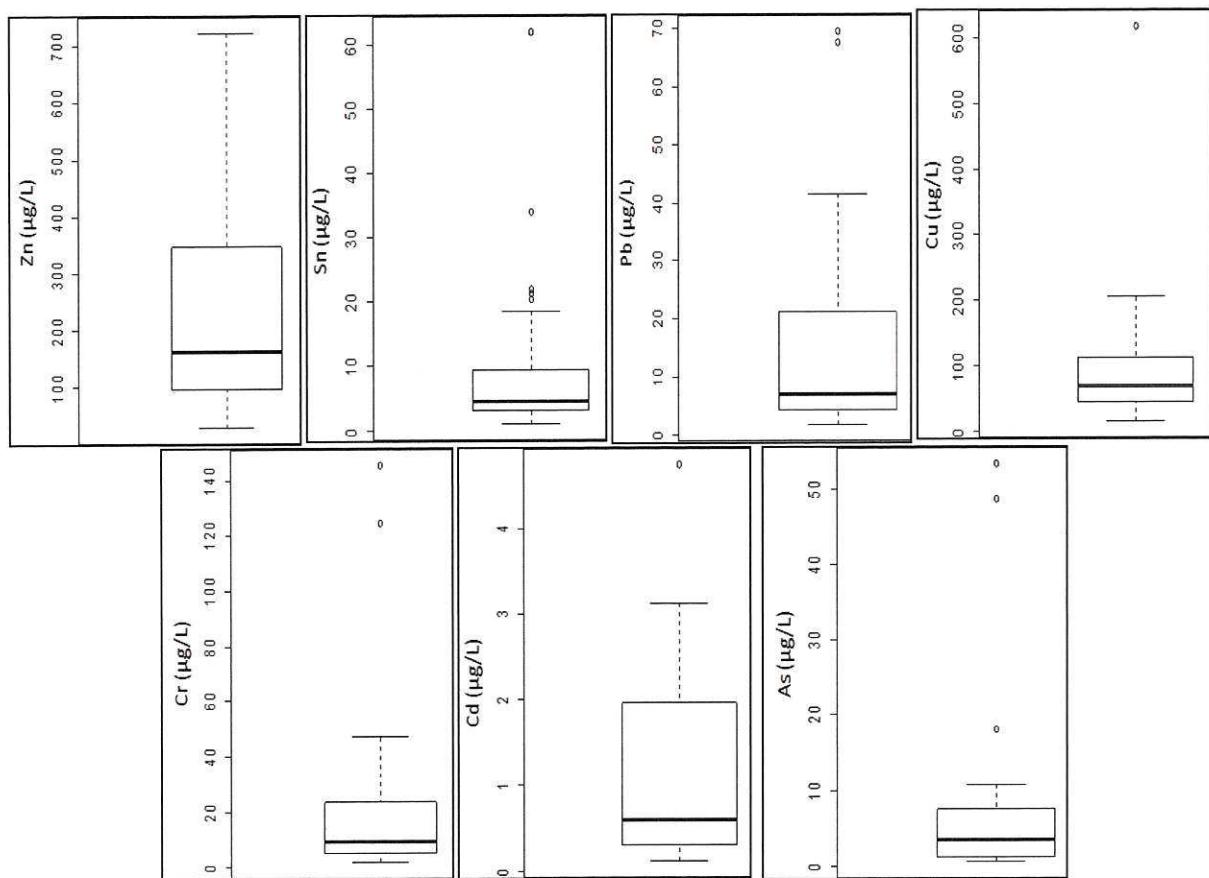


Figure 41. Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps sec au cours de la journée

Remarque : un prélèvement effectué par temps sec à l'aval du bassin d'Indus nord n'a pas été pris en compte dans cette présentation par souci d'échelle du fait de concentrations très élevées.

De fortes variations de concentrations pour chaque métal sont observées, ainsi qu'entre les métaux. Le zinc est le métal le plus concentré avec une médiane à environ $160 \mu\text{g/L}$ ensuite, les concentrations en métaux varient dans l'ordre suivant : Zn > Cu > Pb, Cr > Sn, As > Cd.

Pour le zinc et l'arsenic, les valeurs maximales ont été obtenues lors de prélèvements effectués à l'aval d'un site industriel sur le réseau nord. Entre les concentrations minimales et maximales, des rapports de 13 pour le cuivre à 75 pour l'arsenic peuvent être observés. Pour le cuivre, le zinc, le chrome et l'arsenic, les concentrations maximales observées au cours de l'étude ont été obtenues par temps sec à l'aval d'une zone industrielle (la zone « Indus Nord ») qui rejoint le réseau nord. A l'aval de cette zone les concentrations en métaux sont très variables, elles sont parfois similaires à celles de temps sec observées sur un bassin versant résidentiel et peuvent parfois être supérieures d'un facteur 10 ou plus.

La Figure 42 présente l'ensemble des concentrations en métal total par temps sec et de nuit dans les eaux usées de la CDAPP.

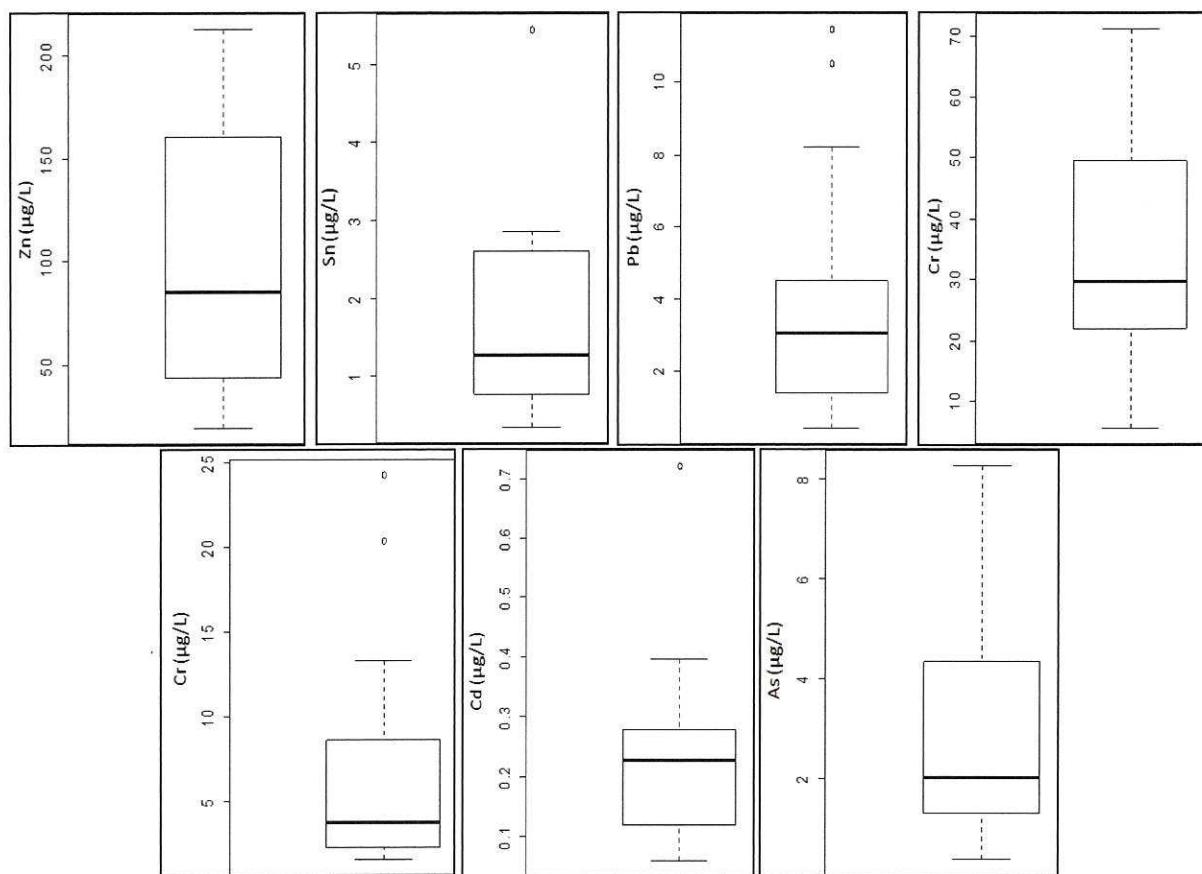


Figure 42. Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps sec au cours de la nuit

Pour l'ensemble des métaux, les concentrations mesurées la nuit sont plus faibles que celles mesurées au cours de la journée. Pour les valeurs médianes, les diminutions observées varient d'un facteur 1,7 pour l'arsenic à 3,5 pour l'étain. Les variations de concentrations pour ces mesures sont également plus faibles qu'au cours de la journée avec des facteurs de variation allant de 11 (zinc) à 25 (plomb). Ces résultats regroupant l'ensemble des campagnes de mesure viennent confirmer ce qui a été observé au cours des deux campagnes présentées précédemment.

La Figure 43 présente l'ensemble des concentrations en métal total pour l'ensemble des échantillons prélevés par temps de pluie.

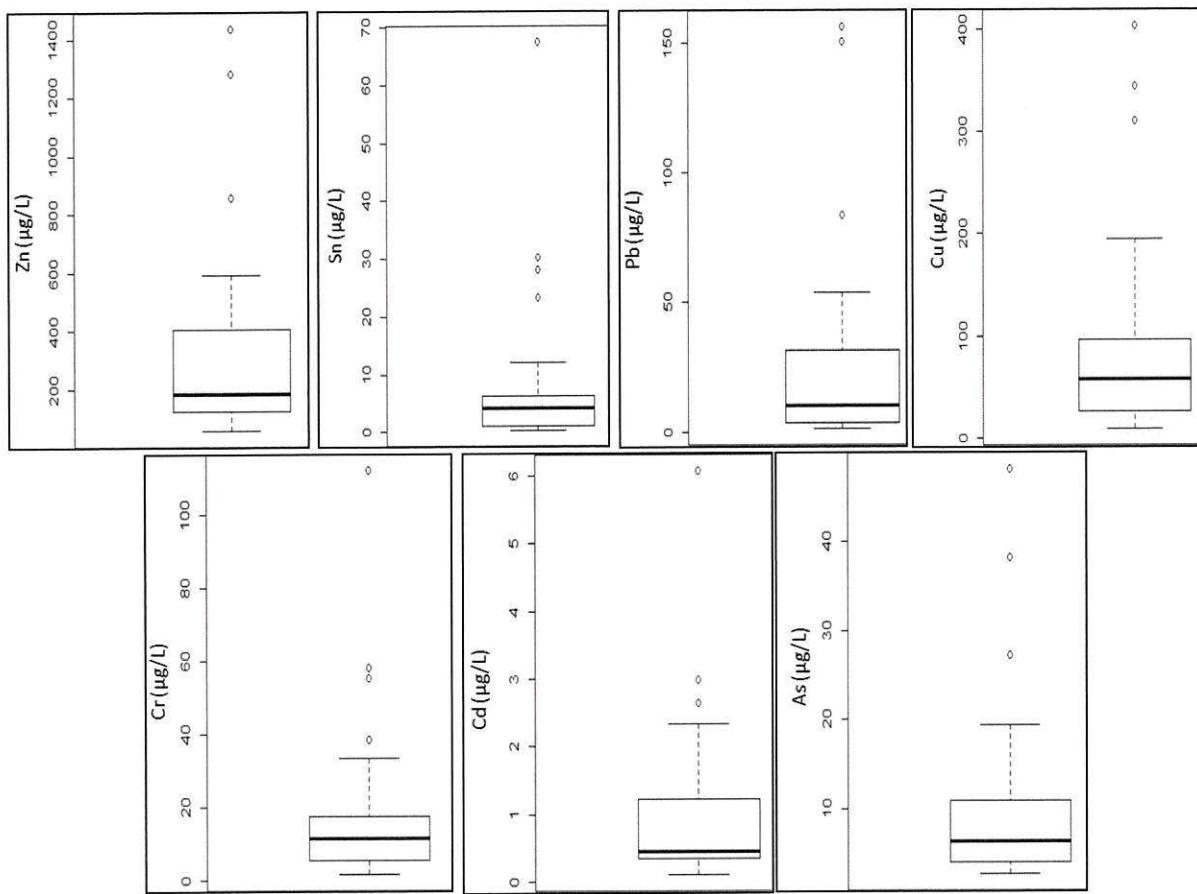


Figure 43. Concentrations en métal total mesurées dans les eaux usées de la CDAPP pour l'ensemble des prélèvements de temps de pluie

Par temps de pluie les concentrations moyennes en métal sont systématiquement plus importantes que par temps sec. Le rapport entre les concentrations moyennes de temps sec et de temps de pluie est de 1,4 pour le cadmium à 3 pour le plomb. Pour les concentrations maximales de cuivre, zinc, étain et plomb, le constat est le même et les concentrations sont systématiquement supérieures par temps de pluie avec des facteurs allant de 1,3 (étain) à 2 (pour tous les autres métaux). Les concentrations maximales sont identiques en temps sec et temps de pluie pour l'arsenic et le chrome. Ces résultats confirment ce qui a été présenté dans la littérature c'est-à-dire que l'apport par ruissellement est bien une source importante de métaux dans les eaux usées de temps de pluie. Les valeurs minimales par temps de pluie, en revanche, sont équivalentes aux valeurs minimales observées par temps sec durant la nuit. Seul le zinc et l'arsenic présentent des concentrations minimales plus importantes par temps de pluie que par temps sec la nuit ce qui pourrait indiquer que pour ces éléments, l'apport par les eaux pluviales reste conséquent au cours de la pluie alors qu'il semble diminuer pour les autres métaux.

De la même manière que pour les paramètres globaux, les 27 échantillons proviennent de 8 événements pluvieux différents prélevés sur les réseaux nord et sud. Les fréquences de

retour de ces événements sont : biennale (1 événement), mensuelle (2), bi hebdomadaire (1), hebdomadaire (2) et inférieur à hebdomadaire (2). C'est également au cours d'un événement de fréquence mensuelle que les plus fortes concentrations ont été mesurées. La période de retour de l'événement n'est donc pas le seul élément permettant d'expliquer les concentrations en métaux par temps de pluie. Ce point reste à étudier plus en détail afin de comprendre tous les paramètres influençant la concentration en métaux.

En comparant l'ensemble de ces valeurs issues de la totalité des prélèvements aux valeurs de la littérature, il apparaît que par temps sec les valeurs de la CDAPP sont très proches de celles observées par Houhou et al (2009) ou encore de celles de Rule et al (2006a). Seules les valeurs de plomb sont inférieures d'un facteur 2 à celles des deux dernières études mais restent similaires à celles de Houhou et al (2009). Par temps de pluie, des résultats similaires sont observés, les ordres de grandeurs sont identiques à ceux mesurés par Kafi-Benyahia (2006) sauf pour le plomb qui est inférieur d'un facteur 2.

D'après le Cahier des Clauses Techniques Générales (CCTG) fascicule 81 titre 2, l'influent de la station d'épuration ne doit pas contenir des concentrations en métaux (Zn, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni) supérieures à 2,0 mg/L. Pour l'ensemble des prélèvements situés sur les réseaux nord et sud avant leur entrée à la STEP de Lescar, de ce point de vue l'influent est conforme pour les métaux étudiés.

Afin d'affiner l'étude des métaux dans les eaux usées, les concentrations en métaux dans les particules et dans la phase dissoute ont été mesurées. Le Tableau 39 présente les concentrations en métal dans les particules par temps sec pour le jour et la nuit et par temps de pluie pour l'ensemble des prélèvements effectués au cours de la thèse.

Tableau 39. Concentration en métal des particules par temps sec et par temps de pluie prélevées dans le réseau d'assainissement de la CDAPP (mg de métal/kg de matière sèche (MS))

| mg métal/kg MS | | Cu | Zn | Cr | As | Cd | Sn | Pb |
|---------------------|---------|-----|------|------|-----|-----|----|-----|
| Temps de pluie | Minimum | 153 | 550 | 23 | 2,2 | 1,0 | 16 | 38 |
| | Médiane | 339 | 1082 | 70 | 81 | 3,3 | 26 | 78 |
| | Moyenne | 353 | 1139 | 75 | 91 | 5,1 | 30 | 91 |
| | Maximum | 546 | 1743 | 185 | 397 | 17 | 55 | 200 |
| Temps sec (journée) | Minimum | 132 | 289 | 9 | 1,4 | 1,0 | 10 | 8 |
| | Médiane | 244 | 611 | 29 | 3,3 | 2,0 | 21 | 32 |
| | Moyenne | 257 | 719 | 70 | 35 | 3,1 | 23 | 42 |
| | Maximum | 436 | 2897 | 1285 | 210 | 18 | 70 | 115 |
| Temps sec (nuit) | Minimum | 101 | 269 | 5,0 | 1,1 | 1,0 | 12 | 8 |
| | Médiane | 262 | 618 | 38 | 33 | 2,0 | 18 | 35 |
| | Moyenne | 303 | 941 | 43 | 56 | 2,2 | 19 | 41 |
| | Maximum | 687 | 3804 | 102 | 179 | 4,0 | 46 | 106 |

La concentration en métal dans les particules présente la même évolution que les concentrations dans les eaux usées à savoir Zn, Cu, Pb, Cr, As, Sn, et Cd. Pour tous les métaux, en se référant aux valeurs minimum, moyennes et médianes, la concentration en métal dans les particules augmente par temps de pluie. Cette augmentation varie d'un facteur 1,5 pour l'étain à un facteur 18 pour l'arsenic (valeurs médianes). En revanche, certaines concentrations maximales sont plus importantes par temps sec (de jour ou de nuit). Ces valeurs particulièrement importantes sont observées à l'aval du bassin versant industriel d'Indus Nord.

Ces concentrations sont généralement du même ordre de grandeur que celles de la littérature pour le cuivre, le zinc et le cadmium par temps sec. Si pour le cadmium en temps de pluie l'ordre de grandeur reste le même ce n'est pas le cas pour le cuivre et le zinc. Pour ces métaux les concentrations observées sur la CDAPP sont inférieures d'un facteur 2 à 3 par rapport aux études de Gromaire (1998) ou encore Kafi-Benyahia (2006). Pour le plomb, les différences sont un peu plus marquées puisque les concentrations présentées dans le tableau ci-dessus sont 3 à 5 fois plus faibles que celles présentées dans les études citées ci-dessus. Des analyses plus détaillées seraient nécessaires pour expliquer ceci.

Le Tableau 40 présente les concentrations en métal dans la phase dissoute pour l'ensemble des prélèvements effectués sur la CDAPP.

Tableau 40. *Concentration en métal dans la phase dissoute dans l'ensemble des échantillons d'eaux usées prélevés sur la CDAPP*

| μg/L | | Cu | Zn | Cr | As | Cd | Sn | Pb |
|---------------------|----------------|------|-------|------|------|------|------|------|
| Temps de pluie | Minimum | 3,0 | 15,0 | 0,48 | 0,40 | 0,02 | 0,03 | 0,14 |
| | Médiane | 7,5 | 50,4 | 1,5 | 0,72 | 0,07 | 0,17 | 0,46 |
| | Moyenne | 8,8 | 55,5 | 3,2 | 1,9 | 0,13 | 0,18 | 0,59 |
| | Maximum | 20,0 | 107,7 | 12,7 | 6,4 | 0,88 | 0,68 | 1,5 |
| Temps sec (journée) | Minimum | 1,7 | 9,7 | 0,77 | 0,44 | 0,01 | 0,05 | 0,10 |
| | Médiane | 15,0 | 32,3 | 2,0 | 0,90 | 0,11 | 0,38 | 0,84 |
| | Moyenne | 15,6 | 47,5 | 4,2 | 1,6 | 0,31 | 0,74 | 1,12 |
| | Maximum | 40,0 | 292,5 | 23,2 | 9,2 | 3,7 | 7,5 | 6,3 |
| Temps sec (nuit) | Minimum | 1,7 | 9,7 | 0,80 | 0,40 | 0,02 | 0,02 | 0,10 |
| | Médiane | 10,0 | 22,6 | 1,7 | 0,74 | 0,05 | 0,15 | 0,40 |
| | Moyenne | 10,2 | 35,4 | 3,5 | 1,3 | 0,07 | 0,20 | 0,45 |
| | Maximum | 23,0 | 144,6 | 18,5 | 6,3 | 0,18 | 0,57 | 1,15 |

De manière générale, c'est en journée et en période de temps sec que les concentrations maximales en métaux dans la phase dissoute sont observées. Ceci est particulièrement vrai pour les concentrations maximales. C'est également le cas pour les valeurs moyennes et médianes même si les écarts sont moins marqués. Enfin pour les valeurs minimales, cela varie en fonction des métaux.

Bécouze (2010) a étudié à Lyon (bassin versant d'Ecully) la concentration en métaux dans la phase dissoute par temps de pluie. Les concentrations (phase dissoute valeur médiane en μg/L) sont : Cd 0,02 ; Pb 0,8 ; Cu 8,3 et Zn 25,9. Les résultats obtenus sur la CDAPP sont plus élevés pour le zinc et le cadmium (facteur 2 et 3), proche pour le cuivre et inférieur pour le

plomb (facteur 1,7). Ce résultat confirme la variabilité des concentrations d'un site à l'autre et au sein d'un même site en particulier par temps de pluie.

Le dernier point étudié en ce qui concerne les concentrations en métaux dans la phase dissoute est relatif à la comparaison des concentrations en métaux dans les eaux usées de la CDAPP aux valeurs de NQE (Normes de Qualité Environnementales) fixées par la DCE. Dans la mesure où les NQE sont définies pour les milieux aquatiques, il paraît opportun de comparer exclusivement les concentrations rencontrées dans les effluents de temps de pluie qui sont susceptibles d'être déversés directement dans le milieu récepteur sans traitement. D'autre part, les NQE étant établie sur la phase dissoute, la comparaison des rejets de la CDAPP aux normes de qualité environnementales a été réalisée uniquement sur cette fraction. Le Tableau 41 présente un récapitulatif des concentrations en métaux dans la phase dissoute ($\mu\text{g/L}$) pour l'ensemble des échantillons d'eaux usées prélevés durant la thèse par temps de pluie. Il permet une comparaison de ces valeurs aux NQE CMA (Concentrations Moyennes Annuelles).

Tableau 41. Concentrations minimales, médianes, moyennes et maximales dans la phase dissoute de l'ensemble des échantillons d'eaux usées de la CDAPP et NQE cma ($\mu\text{g/L}$)

| $\mu\text{g/L}$ | Cu | Zn | Cr | As | Cd | Sn | Pb |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-------------------|-----------|-----------|
| Minimum | 3,0 | 15,0 | 0,48 | 0,40 | 0,02 | 0,03 | 0,14 |
| Médiane | 7,5 | 50,4 | 1,5 | 0,72 | 0,07 | 0,17 | 0,46 |
| Moyenne | 8,8 | 55,5 | 3,2 | 1,9 | 0,13 | 0,18 | 0,59 |
| Maximum | 20,0 | 107,7 | 12,7 | 6,4 | 0,88 | 0,68 | 1,5 |
| NQE (CMA) | 1,4 | 3,1* | 3,4 | 4,2 | $\leq 0,45^{***}$ | - | 7,2** |

* cas où la dureté est inférieure ou égale à 24 mg de CaCO_3/L

** pour le plomb il s'agit d'une NQE MA (maximum admissible)

*** cas où la dureté est inférieure à 40 mg/L de CaCO_3/L

Pour le cuivre et le zinc, les valeurs moyennes ou médianes mesurées dans les eaux usées de temps de pluie de la CDAPP sont presque 10 à 20 fois plus fortes que les NQE. En cas de déversement d'eaux usées brutes si le rapport de dilution entre le rejet et le milieu récepteur est faible les concentrations de ces métaux peuvent alors dépasser ponctuellement les NQE. Les valeurs de NQE sont cependant établies en moyennes annuelles, si les rejets sont peu fréquents ces métaux ne devraient pas compromettre l'atteinte du bon état écologique.

En revanche, pour le chrome, l'arsenic, le cadmium et le plomb les valeurs moyennes et médianes dans les eaux usées sont du même ordre de grandeur et parfois inférieures aux NQE. Pour ces métaux, des déversements d'eaux usées brutes ne risquent probablement pas d'entrainer un déclassement du milieu récepteur compte tenu de la dilution dans ce dernier.

➤ Etude de la répartition des métaux entre la phase dissoute et particulaire

Le Tableau 42 présente la part de métal associée aux particules par temps sec durant la journée et durant la nuit et par temps de pluie pour l'ensemble des campagnes de prélèvements effectuées sur la CDAPP.

Tableau 42. Part de métal associée à la fraction particulaire par temps de pluie et par temps sec (de jour et de nuit)

| | % | Cu | Zn | Cr | As | Cd | Sn | Pb |
|---------------------------|---------|------|------|------|------|------|------|------|
| Temps de pluie (n = 27) | Minimum | 39,4 | 17,0 | 35,4 | 10,2 | 26,3 | 78,7 | 76,5 |
| | Médiane | 76,8 | 57,1 | 76,8 | 84,5 | 83,3 | 94,8 | 95,2 |
| | Moyenne | 71,3 | 55,0 | 74,4 | 77,5 | 74,8 | 93,6 | 93,1 |
| | Maximum | 97,3 | 96,5 | 99,0 | 95,2 | 99,0 | 99,9 | 99,7 |
| Temps sec (jour) (n = 50) | Minimum | 39,4 | 44,0 | 23,9 | 9,8 | 21,1 | 72,3 | 63,9 |
| | Médiane | 76,1 | 78,5 | 74,1 | 68,2 | 79,4 | 90,2 | 89,9 |
| | Moyenne | 75,3 | 73,2 | 70,7 | 59,3 | 76,0 | 89,9 | 88,3 |
| | Maximum | 98,5 | 97,1 | 93,6 | 98,6 | 97,3 | 98,6 | 98,9 |
| Temps sec (nuit) (n = 23) | Minimum | 34,7 | 17,2 | 17,7 | 3,8 | 18,6 | 68,3 | 62,9 |
| | Médiane | 58,5 | 54,7 | 46,0 | 62,5 | 71,1 | 85,3 | 82,8 |
| | Moyenne | 59,4 | 53,7 | 45,7 | 51,5 | 65,0 | 86,1 | 82,0 |
| | Maximum | 84,5 | 89,5 | 91,2 | 89,4 | 97,2 | 97,6 | 97,0 |

Les métaux sont globalement associés à la phase particulaire quelque soit les conditions retenues, bien que des différences soient observées d'un métal à l'autre. L'étain et le plomb sont très fortement associés aux particules (moyenne et médiane entre 82 et 95 %). Les cinq autres métaux sont eux aussi majoritairement sous forme particulaire : valeurs médianes comprises entre 50 et 80 % environ et valeurs maximales entre 85 et 99 %. Néanmoins des valeurs particulièrement faibles peuvent être observées : minimales de 4 à 44 %). Ces valeurs faibles sont rarement observées et surviennent uniquement lorsque l'effluent contient une très faible quantité de matières en suspension.

Il apparaît que la nuit, la fraction de métaux associée aux particules est systématiquement plus faible que de jour ou par temps de pluie. Pour tous les métaux sauf pour le zinc, une augmentation de la fraction des métaux associés aux particules apparaît par temps de pluie par rapport au temps sec. Ces résultats sont en accord avec ceux de Kafi Benyahia (2006) qui observe une augmentation de la fraction particulaire par temps de pluie pour le cadmium, le cuivre, le plomb et le zinc sur six bassins versants unitaires parisiens. Cette augmentation varie entre 4 et 27 % (pour les valeurs médianes). Ce phénomène peut être expliqué par la remise en suspension des dépôts du réseau et à l'adsorption de métaux dissous présents dans les eaux de ruissellement sur les particules présentes dans les eaux usées. Ce résultat concorde avec le fait que les particules contiennent plus de métaux par temps de pluie que par temps sec. En revanche, il est délicat d'expliquer le comportement différent observé pour le zinc sur la CDAPP.

Le fait que les métaux soient essentiellement associés aux particules apporte plusieurs informations importantes. D'une part cela signifie que ces métaux vont très certainement se retrouver majoritairement dans les boues extraites des bassins biologiques de la STEP ce qui peut poser un problème pour leur valorisation (notamment sous forme d'amendement sur les cultures) mais ceci indique également que peu de métaux devraient se retrouver dans les rejets de sortie de STEP. Effectivement grâce aux analyses menées à l'entrée et à la sortie de la STEP de Lescar (cf chapitre 2) le rendement d'élimination des métaux varie entre 50 % pour le zinc (métal ayant le moins d'affinité avec les MES) et 87 % pour l'étain (métal ayant le plus d'affinité avec les MES). Enfin cela signifie qu'un suivi des concentrations en MES permet d'avoir une tendance en ce qui concerne les concentrations en métaux.

➤ Etude des métaux dans la fraction colloïdale

La majorité des travaux présentés dans la littérature concernant l'étude des eaux usées se focalisent sur l'étude des polluants présents dans la phase particulaire ($> 0,45 \mu\text{m}$) et dans la phase dissoute ($< 0,45 \mu\text{m}$). Cependant, il est intéressant d'étudier le continuum de taille en travaillant sur la phase colloïdale (particules de taille comprise entre $1 \mu\text{m}$ et 1 nm). Les métaux ont une affinité importante pour la phase colloïdale et peuvent être étudiés par couplage A4F/ICPMS (Dubascoux et al 2010).

De plus, l'étude des colloïdes est importante car elle permet d'accéder à la notion de biodisponibilité de ces métaux et leur transport. Dans le milieu naturel, les métaux associés aux petits colloïdes seront plus facilement assimilables par les organismes vivants et seront également plus mobiles ou réactifs (Gagnon et Turcotte 2007, McCarthy and Zachara 1989, Buffle and Leppard 1995)

Une étude préliminaire permettant une première analyse qualitative des métaux associés à la phase colloïdale a été menée sur des échantillons d'eaux usées prélevés à l'entrée et à la sortie de la station d'épuration de Lescar.

Les échantillons étudiés ont été prélevés ponctuellement à l'entrée et à la sortie le 22/08/2011 à 9 heures ; il s'agit d'une période de temps sec précédée de 14 jours de temps sec. Ces échantillons ont été filtrés à $1,2$ et à $0,2 \mu\text{m}$ puis analysés séparément par couplage A4F/ICPMS.

La Figure 44 présente les résultats obtenus pour de l'eau d'entrée de station d'épuration filtrée à $1,2 \mu\text{m}$ et à $0,2 \mu\text{m}$.

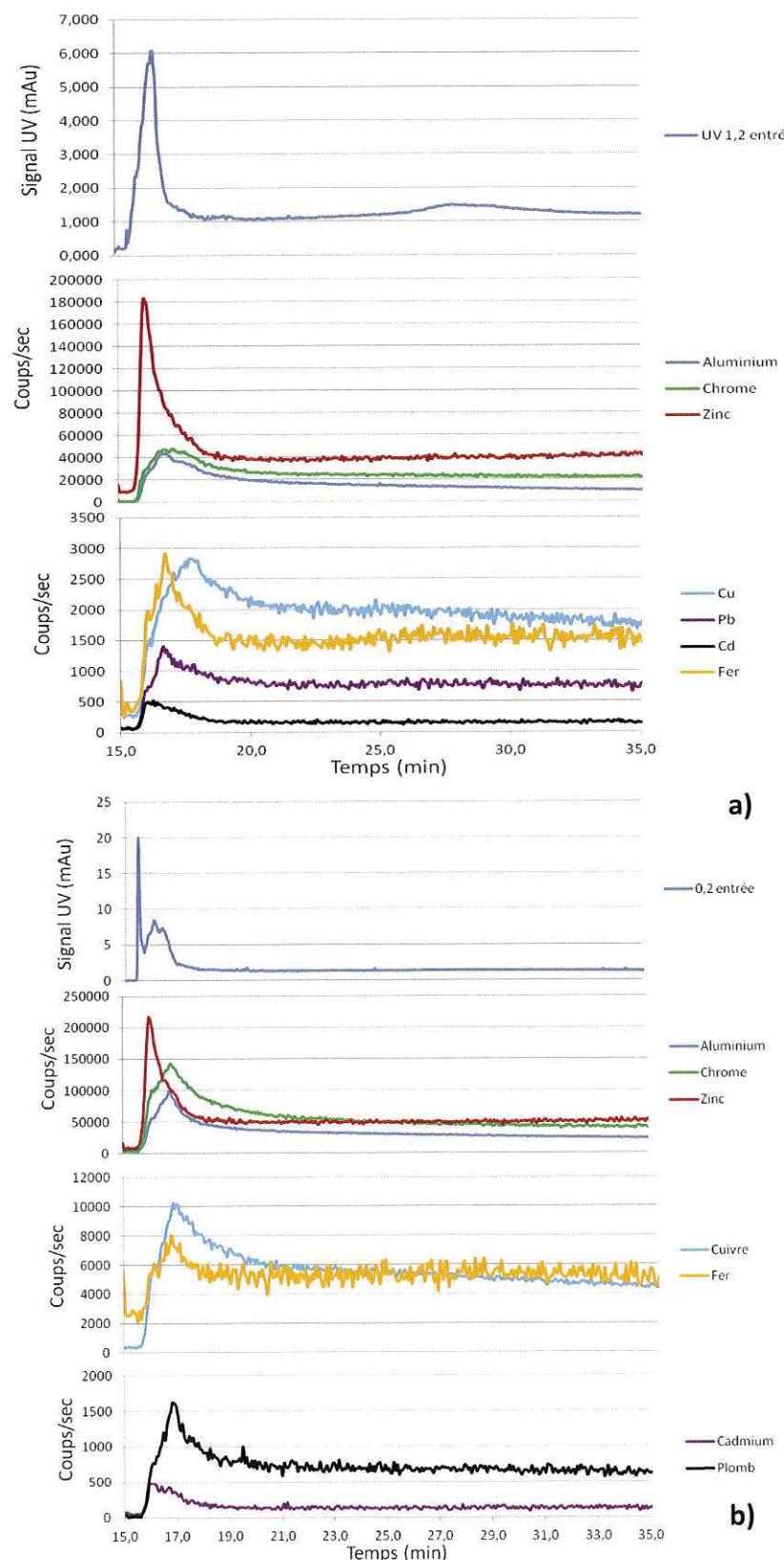


Figure 44. Analyse en ligne A4F/UV/ICPMS d'échantillons d'eau usée prélevée à l'entrée de la STEP et filtrée à 1,2 µm (a) et à 0,2 µm (b). En bleu : signal UV (254 nm), autres couleurs : signal ICPMS

En mode normal (ce qui est le cas de cette étude), les colloïdes sont élués (sortent du canal) par ordre de taille, les plus petits éluent en premier et les plus gros en dernier. Dans la partie (a) de la figure présentée ci-dessus deux populations colloïdales sont mises en évidence grâce au signal UV. La première sort dès le début de l'analyse, il s'agit de petits colloïdes à caractère organique (forte réponse du signal UV). La seconde, présente un pic beaucoup moins intense, est éluée après 28 minutes d'analyse. Cette seconde population n'apparaît pas dans l'échantillon filtré à 0,2 µm (partie b) puisqu'elle a été probablement retenue par le filtre.

Le couplage avec l'ICPMS a permis de mettre en évidence de manière qualitative les métaux associés aux différentes populations colloïdales mises en évidence avec le détecteur UV. Ainsi, comme le montre le fractogramme de la partie a (échantillon filtré à 1,2 µm), le signal maximal de l'ICPMS (en coups/sec) est observé pour l'ensemble des métaux au temps de rétention compris entre 16 et 18 minutes. En revanche, aucun signal n'est observé pour la population colloïdale qui apparaît à 28 minutes. Pour l'échantillon filtré à 0,2 µm (partie b), un comportement identique est observé. Pour ces échantillons, les métaux réagissent de manière similaire, c'est-à-dire que l'intensité maximale du signal est observée lorsque l'intensité du signal UV est également maximale.

Il semble, d'après ces résultats, que les métaux contenus dans ces échantillons soient principalement associés aux fractions colloïdales à fort caractère organique qui éluent en premier ce qui signifie qu'elles sont de petites tailles. Néanmoins, un léger décalage (d'environ deux minutes) est observé entre les signaux ICPMS du zinc, du cuivre et du fer. Ceci signifierait qu'ils ne sont pas exactement associés aux mêmes populations colloïdales.

Afin d'étudier l'influence de la station sur les populations colloïdales et les métaux qui y sont associés, l'effluent prélevé à la sortie de la STEP a également été filtré à 1,2 et à 0,2 µm puis analysé par couplage A4F/ICPMS ; les résultats de ce couplage sont présentés dans la Figure 45.

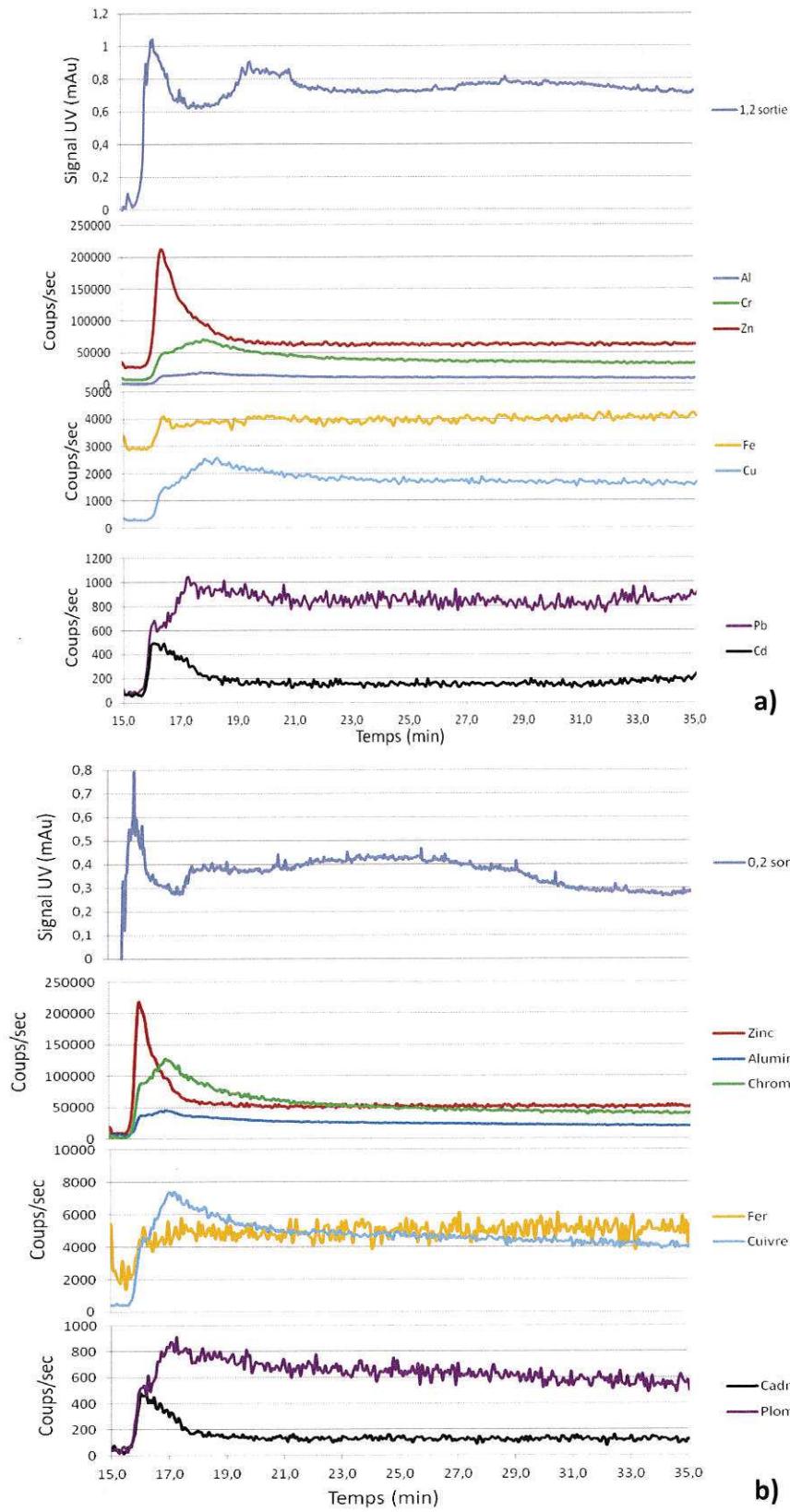


Figure 45. Analyse en ligne A4F/UV/ICPMS d'échantillons d'eau usée prélevée à la sortie de la STEP et filtrée à 1,2 µm (a) et à 0,2 µm (b). En bleu : signal UV (254 nm), autres couleurs : signal ICPMS

Pour l'échantillon prélevé en sortie de STEP, le signal UV présente un profil différent de celui de l'entrée. Un premier pic est toujours présent à environ 17 minutes et pour l'échantillon filtré à 1,2 µm, une deuxième population de colloïdes organiques apparaît à 20 minutes, cette population disparaît pour l'échantillon filtré à 0,2 µm. Comme pour l'échantillon prélevé à l'entrée de la STEP, le signal associé aux différents métaux est uniquement présent pour la première population colloïdale.

En revanche les signaux associés au fer, au cuivre, à l'aluminium et au plomb sont très faibles. Le zinc et le cadmium semblent être les deux métaux toujours présents dans les colloïdes à la sortie de la STEP.

3.2.3 Etude préliminaire des HAP associés aux MES dans les eaux usées

La présence de HAP dans les eaux usées a fait l'objet de nombreuses études (Gasperi et al 2008, Zgheib 2009, Rule et al 2006). Dans les eaux usées, les HAP sont généralement présents à l'état de « traces », c'est-à-dire à des niveaux de concentration allant du nanogramme par litre à quelques dizaines de microgrammes par litre.

Le caractère lipophile des HAP et leur faible solubilité dans l'eau ($\log K_{ow} > 3$ pour tous les HAP Tableau 15) se traduit par une tendance à se fixer sur les fractions organiques des matières en suspension (selon les études, 80 à 95 % des HAP sont fixés sur les MES dans les eaux usées). La grande majorité des HAP se retrouvant dans la phase particulaire, les analyses effectuées dans cette thèse se sont donc focalisées uniquement sur cette phase selon le protocole décrit dans le chapitre 2.

Cette étude préliminaire des HAP a pour but d'avoir une connaissance globale de ces molécules à différents endroits de la CDAPP, lors de différentes périodes de la journée et en fonction des conditions climatiques.

La Figure 46 récapitule sous forme de « box plot » l'ensemble des résultats obtenus concernant l'analyse des HAP contenus dans les MES de 28 échantillons d'eaux usées prélevés en différents points de la CDAPP (Tableau 25).

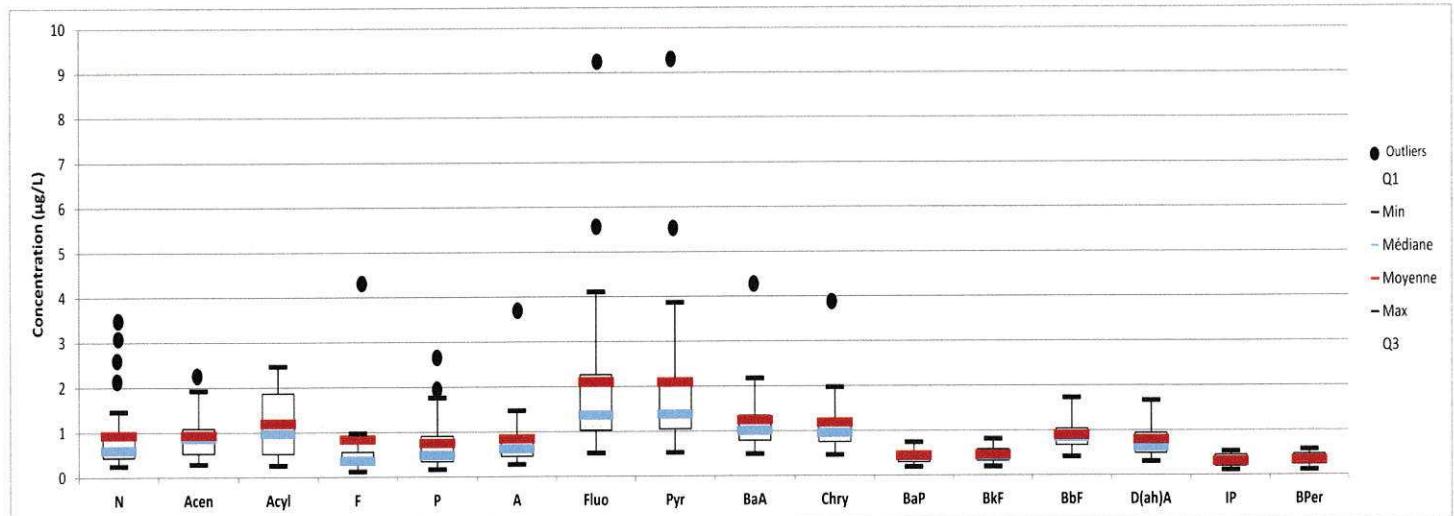


Figure 46. Concentration en HAP dans les eaux usées de la CDAPP en µg/L dans la phase particulaire

L'objectif de cette figure, est de donner une vue d'ensemble des concentrations observées sur le site d'étude. Les concentrations médianes varient de 0,32 µg/L pour l'IP à 1,34 µg/L pour le Pyr ; elles varient entre ces deux extrêmes pour tous les autres composés. Si pour l'IP et le BPer les concentrations maximales et minimales ne sont pas très éloignées pour l'ensemble des prélèvements (de 0,12 à 0,55 µg/L), elles peuvent varier d'un facteur 17 pour le Fluo et le Pyr (de 0,52 à 9,2 µg/L).

Ces valeurs sont nettement plus importantes que celles observées à Paris par Gasperi et al (2008). Effectivement, dans cette étude les concentrations mesurées par temps sec et par temps de pluie ne dépassent pas 1 µg/L. En revanche l'étude menée en Espagne par Sanchez Avila et al (2009) présente des concentrations importantes pour N ($4,5 \pm 3$ µg/L) et pour Acyl ($5,05 \pm 2$ µg/L). Mais inférieures à ce qui est observé sur la CDAPP pour Fluo et Pyr

(respectivement $0,27 \pm 0,2$ et $0,5 \pm 0,4$ µg/L). D'après les conclusions de cette étude, les importantes concentrations en N et Acyl sont dues à la présence d'une industrie sur le bassin versant étudié.

Par temps sec, les concentrations maximales sont observées durant la journée et diminuent la nuit d'un facteur 2 à 10 suivant les sites et la campagne de mesures. Le nombre de composés détectés suit cette tendance et le pourcentage de quantification chute d'environ 20 % entre le matin (9h-12h30) et la nuit (5h-8h30) ce qui signifie que les activités domestiques et industrielles sont les principales sources de HAP par temps sec.

Par temps de pluie, l'évolution des concentrations est différente. Une augmentation des concentrations et des pourcentages de quantification est observée en début d'épisode puis diminue par la suite. Comme pour les métaux ou les paramètres globaux le ruissellement sur les surfaces imperméabilisées et la remise en suspension des particules du réseau semblent être la cause de ces observations (Gasperi et al 2007).

Le Tableau 43 présente, pour les 16 HAP, les sites et les conditions météorologiques dans lesquels les concentrations maximales ont été observées, puis les concentrations moyennes de temps de pluie et de temps sec et enfin le pourcentage de quantification global et de temps de pluie.

Tableau 43. Conditions dans lesquelles les concentrations maximales sont observées, concentration moyenne de temps sec et de temps de pluie et pourcentage de quantification global et de temps de pluie pour les 16 HAP analysés

| HAP | Site et condition climatique pour concentration max * | % quantification temps sec | % quantification temps de pluie | Concentration moyenne de temps sec (µg/L) | Concentration moyenne de temps de pluie (µg/L) |
|--------|---|----------------------------|---------------------------------|---|--|
| N | IN TS | 91 | 100 | 0,80 | 1,40 |
| Acen | RS TS | 27 | 0 | 0,94 | - |
| Acyl | RS TS | 27 | 0 | 1,20 | - |
| F | RS TS | 36 | 0 | 0,84 | - |
| P | IN TS | 68 | 83 | 0,71 | 0,87 |
| A | IN TS | 64 | 50 | 0,87 | 0,73 |
| Fluo | IN TS | 82 | 100 | 1,89 | 2,74 |
| Pyr | IN TS | 86 | 100 | 1,88 | 2,77 |
| BaA | RS TP | 50 | 50 | 1,05 | 1,95 |
| Chry | RS TP | 50 | 50 | 1,00 | 1,87 |
| BaP | RS TS | 36 | 33 | 0,48 | 0,32 |
| BkF | RS TS | 32 | 33 | 0,50 | 0,35 |
| BbF | RS TS | 36 | 33 | 0,93 | 0,76 |
| D(ah)A | RS TS | 36 | 0 | 0,80 | - |
| IP | RS TS | 36 | 17 | 0,31 | 0,32 |
| BPer | RS TS | 45 | 17 | 0,33 | 0,38 |

* IN : site industriel nord, RS : réseau sud, TS : temps sec, TP : temps de pluie

Le site industriel d'Indus Nord semble rejeter certains HAP puisque c'est à l'aval de ce bassin versant que les concentrations maximales en N, P, A, Fluo et Pyr ont été observées. C'est ensuite dans le réseau sud et par temps sec que les concentrations maximales ont été observées dans la majorité des cas et pour BaA et Chrys par temps de pluie.

Si les HAP ont été détectés pour chaque échantillon, ils n'ont pas pu être systématiquement quantifiés. Certains composés comme le N, Fluo, P ou Pyr sont quantifiés souvent par temps sec comme par temps de pluie (dans 68 à 100 % des cas). En revanche Acen, Acyl, F et D(ah)A ne sont jamais quantifiés par temps de pluie et de 27 à 36 % par temps sec. Pour les autres composés, des pourcentages de quantification intermédiaires, situés entre 17 et 64 % sont observés. Les pourcentages de quantification sont différents de ceux observés par Gasperi et al (2008) (analyse sur le total) pour qui le N, le P, le Pyr, le Chry et le D(ah)A ne sont jamais quantifiés alors qu'ils le sont en moyenne dans 65 % des cas dans cette thèse. La présence de composés à haut poids moléculaire comme le Fluo, le Pyr, le Chrys et le BaP en temps sec comme en temps de pluie met en évidence l'origine pyrolytique des HAP (Soclo et al 2000).

Pour les HAP quantifiés par temps sec et par temps de pluie, il apparaît que les concentrations moyennes par temps de pluie sont souvent supérieures à celles de temps sec. Seuls 5 HAP ne suivent pas cette tendance (A, BaP, BkF, BbF et D(ah)A). Il semble donc que les eaux pluviales contribuent à augmenter les concentrations en HAP dans les eaux usées. D'après Gasperi et al (2007) par temps de pluie, 55 % des HAP proviennent de la remise en suspension des dépôts du réseau, 34 % du ruissellement et 11 % des eaux usées.

3.3 Conclusion

Premièrement, l'étude hydraulique du système d'assainissement de la CDAPP a permis de mettre en évidence l'évolution journalière des débits de temps sec durant un an. Une forte variation de débit peut être observée en fonction des conditions météorologiques précédant la journée de temps sec. L'apport conséquent d'eaux claires parasites est un point important qui a été mis en évidence lors de cette première partie.

Sur la même année, une étude détaillée des événements pluvieux et des déversements a permis de classifier les précipitations en fonction de leur période de retour. Ensuite, l'étude statistique effectuée en utilisant le test de l'arbre de régression a mis en évidence que la hauteur cumulée de pluie et le taux de saturation hydraulique du réseau sont les deux paramètres qui influencent principalement les déversements.

L'étude détaillée d'un événement pluvieux de fréquence de retour décennale montre que le DO de la STEP de Lescar est celui qui déverse en moyenne 40 % du volume total déversé et que sur ce type d'événement, 77 % du volume total d'eaux usées produit par l'agglomération peut être déversé.

Dans une deuxième partie, l'étude s'est focalisée sur les concentrations et les flux de MES, DCO, azote, métaux et HAP sur les réseaux nord et sud durant une période de temps sec et une période de temps de pluie.

Par temps sec, les concentrations et les flux de polluants sont étroitement liés à l'activité domestique et industrielle. Ils sont maximaux en début de journée et diminuent la nuit d'un facteur pouvant aller jusqu'à 10. Du fait d'un bassin versant plus grand et d'une population plus importante, c'est sur le réseau sud que les volumes, les concentrations et les flux de polluants sont les plus importants.

Par temps de pluie, les flux de MES et de DCO augmentent de manière significative par rapport au temps sec et il en va de même pour la majorité des métaux (le maximum observé est un facteur 10). Ce flux supplémentaire provient très probablement d'une part de la remise en suspension des dépôts accumulés dans les réseaux durant les périodes de temps sec et d'autre part, du lessivage des surfaces imperméabilisées par les eaux de ruissellement. Seuls les flux d'azote total n'évoluent pas significativement entre les périodes de temps sec et de temps de pluie ce qui laisse supposer que cet élément n'est pas sensible aux phénomènes d'accumulation dans les collecteurs ou sur les surfaces imperméabilisées.

Les métaux étudiés ont été détectés et quantifiés dans tous les échantillons analysés. Les concentrations sont très variables dans les eaux usées de la CDAPP. Tous les métaux montrent une affinité particulière pour les MES même si cette affinité est variable suivant les métaux.

Les premiers résultats de l'étude des métaux associés à la phase colloïdale en entrée et sortie de STEP montrent que ces derniers sont plutôt associés aux petits colloïdes de nature organique.

L'étude préliminaire concernant les HAP dans la phase particulaire dans les eaux usées de la CDAPP met en évidence la variabilité de ces composés en termes d'occurrence et de quantification et une augmentation sensible des concentrations par temps de pluie.

Les valeurs de concentrations obtenues pour l'ensemble des paramètres étudiés dans cette étude sont, en général, en accord avec celles publiées dans la littérature.

La stratégie des prélèvements ponctuels suivis d'analyses au laboratoire permet l'apport d'informations importantes vis-à-vis de la caractérisation du réseau d'assainissement, des DO et de l'évolution des concentrations et flux de polluants. Néanmoins cette méthodologie présente un inconvénient majeur : le nombre d'échantillons prélevés devient rapidement très important et nécessite une logistique et des moyens conséquents. De ce fait il est difficilement envisageable d'échantillonner, à pas de temps court, durant une longue période, ce qui rend difficile une étude poussée de la dynamique du système d'assainissement pour un grand nombre d'événements pluvieux.

Enfin, une part importante des polluants étant associée aux particules, l'utilisation d'un outil permettant de suivre en continu la concentration en matières en suspension permettrait dans le même temps d'avoir une estimation globale de l'évolution des concentrations de ces polluants. Rugner et al (2013) ont par exemple observé une corrélation entre la concentration en HAP et la turbidité dans une rivière en Allemagne. Dans ce contexte, la mesure en continu notamment grâce aux sondes de turbidité paraît extrêmement intéressante et sera détaillée dans le chapitre 4 de la thèse.

4 MESURE EN CONTINU DE LA TURBIDITE ET DE LA CONDUCTIVITE DANS LE RESEAU D'ASSAINISSEMENT

Ce chapitre est consacré à la mesure en continu de la turbidité et de la conductivité dans le réseau d'assainissement de la CDAPP. Ces mesures sont utilisées comme un outil d'évaluation in situ et continu des concentrations en MES, DCO et azote dans les effluents du réseau d'assainissement et pour étudier leur dynamique temporelle lors de différentes conditions météorologiques (intensité et durée d'épisodes pluvieux/durée de la période sèche pré-précipitation).

Il est composé de quatre parties. La première est relative à la **présentation** et à la **validation des fonctions de corrélation** obtenues entre les différents paramètres (turbidité, MES et DCO d'une part, et conductivité et azote d'autre part) sur le réseau de la CDAPP. Ces corrélations ont permis d'exploiter ce suivi en continu sur différentes échelles de temps qui feront l'objet des trois parties suivantes :

- Une échelle pluri-mensuelle (5 mois) : cette période s'étend de septembre 2012 à janvier 2013 et a été riche de 47 événements pluvieux. Grâce à une étude statistique, il a été possible de **préciser les principaux facteurs responsables de la dynamique et de l'intensité des flux polluants (durée de temps sec, durée de la pluie, intensité de la pluie,...)**. Les courbes masse/volume de ces événements seront également présentées et discutées en termes de dynamique de transport.
- Une échelle mensuelle (octobre 2012) qui a permis l'étude de la variabilité des flux polluants journaliers sur une période couvrant des situations météorologiques contrastées et a permis de mieux comprendre les phénomènes de stockage/déstockage des polluants dans le réseau.
- Une échelle au niveau d'un événement pluvieux : ce type de « zoom » permet d'appréhender en temps réel la réactivité du système d'assainissement en réponse à un événement pluvieux.

4.1 Etablissement des fonctions de corrélations

Afin d'établir des fonctions de corrélations entre les MES, la DCO et la turbidité d'une part et entre l'azote total et la conductivité d'autre part, 102 échantillons d'eaux usées ont été collectés (par temps sec et par temps de pluie) et analysés au cours des années 2011-2012 (cf chapitre 2). Pour la relation entre l'azote et la conductivité 70 échantillons ont pu être utilisés sur lesquels la conductivité a été mesurée en raison de l'acquisition plus tardive de ce capteur. La Figure 47 présente les relations obtenues.

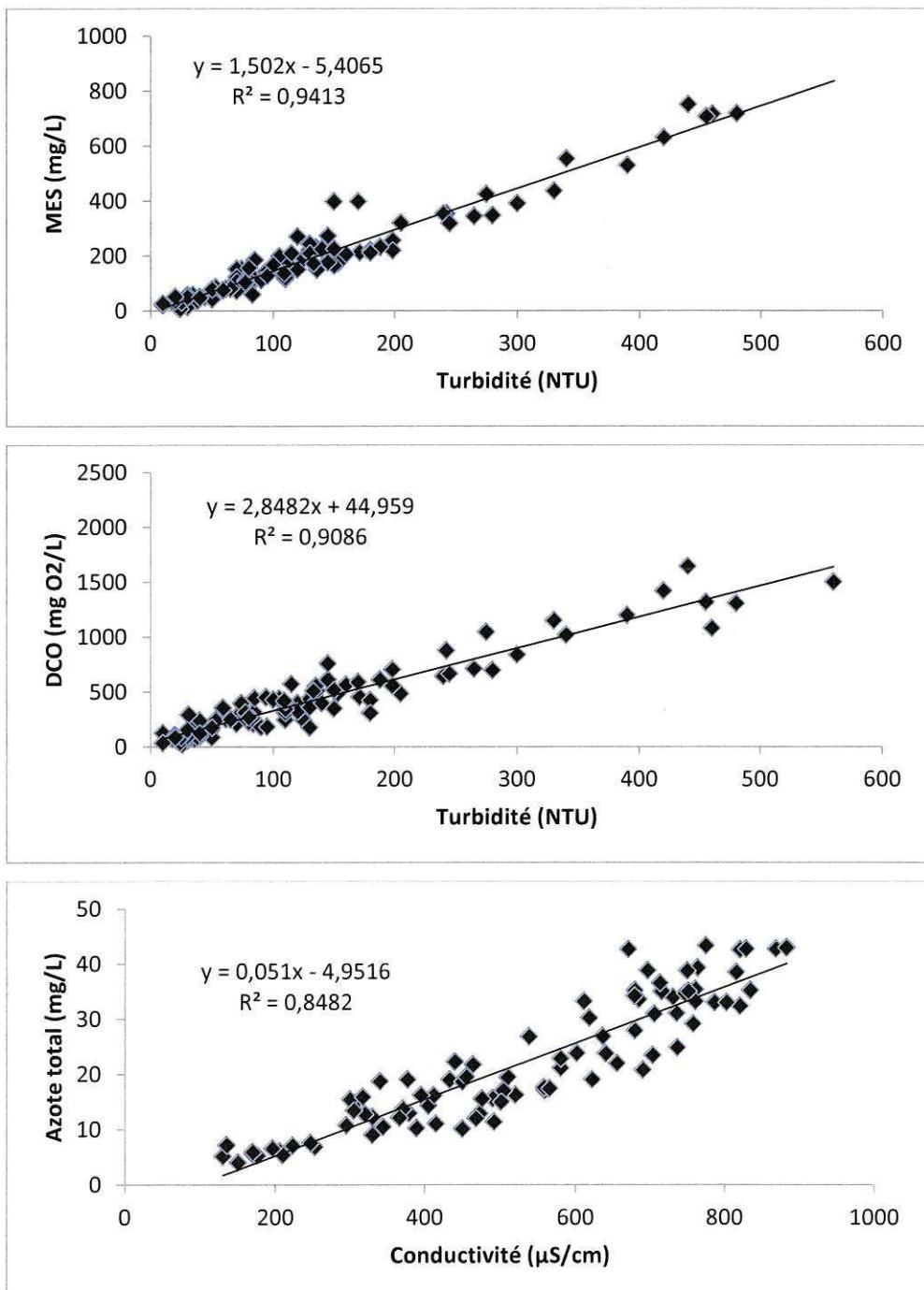


Figure 47. De haut en bas, fonctions de corrélation entre MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité

Des fonctions de corrélation positives ont été obtenues pour MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité :

- MES (mg/L) = Turbidité (NTU) \times 1,502 – 5,4065 ($r^2= 0,9413$)
- DCO (mg O₂/L) = Turbidité (NTU) \times 2,8482 + 44,959 ($r^2= 0,9086$)
- Azote total (mg/L) = Conductivité (μ S/cm) \times 0,051 – 4,9516 ($r^2= 0,8482$).

Les coefficients de corrélation varient de 0,85 à 0,94 et montrent, en accord avec les statistiques des régressions et l'analyse de la variance qu'il est possible d'évaluer les paramètres polluants tels que les MES, la DCO et l'azote total par la mesure de la turbidité et de la conductivité (voir Annexe 6).

Il est important de noter que du fait des spécificités de chaque site et des capteurs utilisés, ces relations ne peuvent pas être transférées à d'autres sites d'études et qu'elles doivent être établies au cas par cas.

La mesure de turbidité est un outil très efficace pour la mesure indirecte de la concentration en MES dans une eau (Lacour 2009). Effectivement, la turbidité est définie comme « la réduction de la transparence d'un liquide due aux matières non dissoutes » (NF EN ISO 7027, 2000) ce qui correspond aux colloïdes et aux matières en suspension. C'est la raison pour laquelle les résultats montrent un bon coefficient de corrélation pour ces paramètres ($r^2=0,93$). Plusieurs études ont obtenu des relations entre ces paramètres avec un coefficient de corrélation de l'ordre de 0,9 (Lacour et al 2009a ; Métadier and Bertrand Krajewski 2012 ; Hannouche et al 2011).

De plus, de nombreux auteurs ont mis en évidence le fait qu'une importante part des polluants sont préférentiellement associés aux MES dans les eaux usées (Gromaire et al 2006a ; Chebbo et al 2003 ; Kafi et al 2008), comme la DCO, les métaux et les HAP par exemple. Ainsi, la mesure de la turbidité peut être considérée comme un outil de suivi indirect de ces paramètres. Ceci a été confirmé par la détermination de la fonction de corrélation entre la DCO et la turbidité. Néanmoins, le coefficient de corrélation obtenu pour cette relation est légèrement plus faible que celui obtenu pour la relation entre les MES et la turbidité ; cette moins bonne corrélation a déjà été constatée par Lacour et al (2009a). Ceci peut s'expliquer par le fait qu'environ 20 % de la DCO est présente sous forme dissoute dans les eaux usées et que sa variabilité dans le dissous n'est, de ce fait, pas prise en compte par la mesure de turbidité (Lacour 2009a ; Gromaire 1998 ; Kafi et al 2008).

Si de nombreuses études se sont intéressées à l'utilisation de la turbidité pour évaluer la concentration en polluants dans des réseaux d'assainissement, la conductivité bien que souvent et facilement mesurée en ligne a été très rarement corrélée à des paramètres polluants. Seul Paffoni (Paffoni 1994) avait mis en évidence une relation entre conductivité et concentration en azote. La corrélation entre l'azote total et la conductivité peut être expliquée par la présence de l'ion NH₄⁺ qui est la forme prédominante de l'azote dans les milieux réducteurs comme les eaux usées (Kafi-Benyahia 2006). Dans ce milieu, la conductivité est fortement affectée par la présence de nombreux autres ions mais l'azote ammoniacal et l'alcalinité contribueraient à la conductivité pour respectivement 33 % et 14% (Levlin 2007 ; Le bonté et al 2008).

Plusieurs auteurs tels que (Bertrand Krajewski et al 2010 ; Hannouche 2012) ont observés des relations différentes entre temps sec et temps de pluie. Des différences ont également été observées lors de cette étude et sont présentées dans la Figure 48.

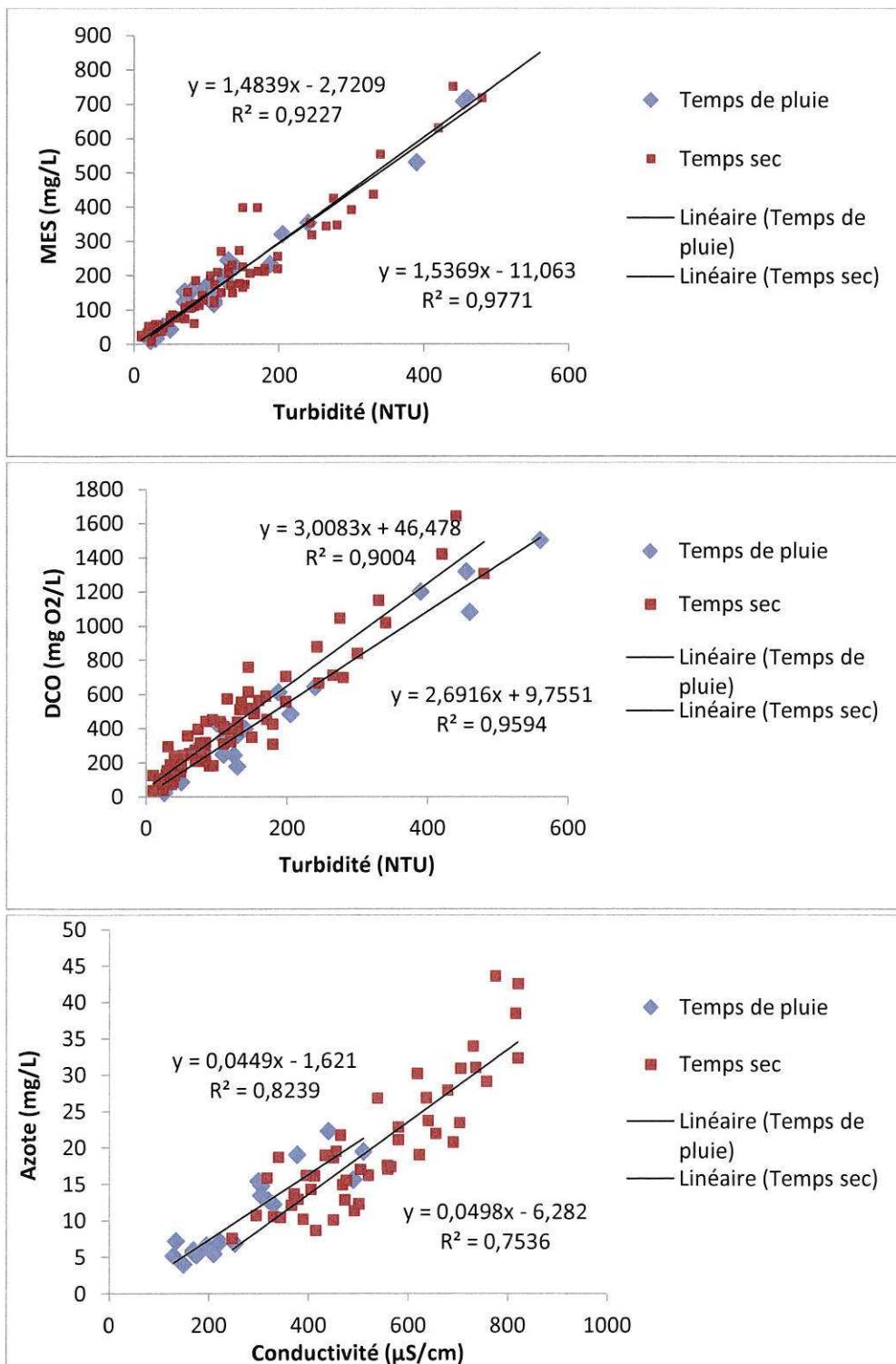


Figure 48. Différence entre les relations observées par temps sec et par temps de pluie (de haut en bas, relations entre : MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/conductivité)

Pour la relation entre les MES et la turbidité, quelles que soient les conditions climatiques, les deux relations sont extrêmement proches et l'évolution éventuelle de la taille ou de la nature des particules par temps de pluie ne semble pas avoir d'influence pour cette relation. Pour la DCO en revanche, un léger décalage de la relation apparaît. Par temps de pluie, pour une même valeur de DCO, la turbidité est légèrement plus importante que par temps sec. Ceci peut être dû à l'apport de particules inorganiques faisant augmenter la turbidité sans influencer la DCO. Ceci reste cependant à confirmer car cette différence s'observe particulièrement pour les fortes valeurs pour lesquelles peu de données sont disponibles. Enfin, pour la relation entre l'azote total et la conductivité, les valeurs de temps de pluie se situent pour des valeurs faibles et les comparaisons sont donc délicates. Il semble cependant qu'il y ait un décalage de l'ordonnée à l'origine et que pour une même concentration en azote la conductivité soit légèrement plus faible par temps de pluie. Afin de déterminer si les différences de relations entre temps sec et temps de pluie sont significatives, les coefficients de ces différentes droites ont été reportés dans la Figure 49 ainsi que les intervalles de confiance à 95 %.

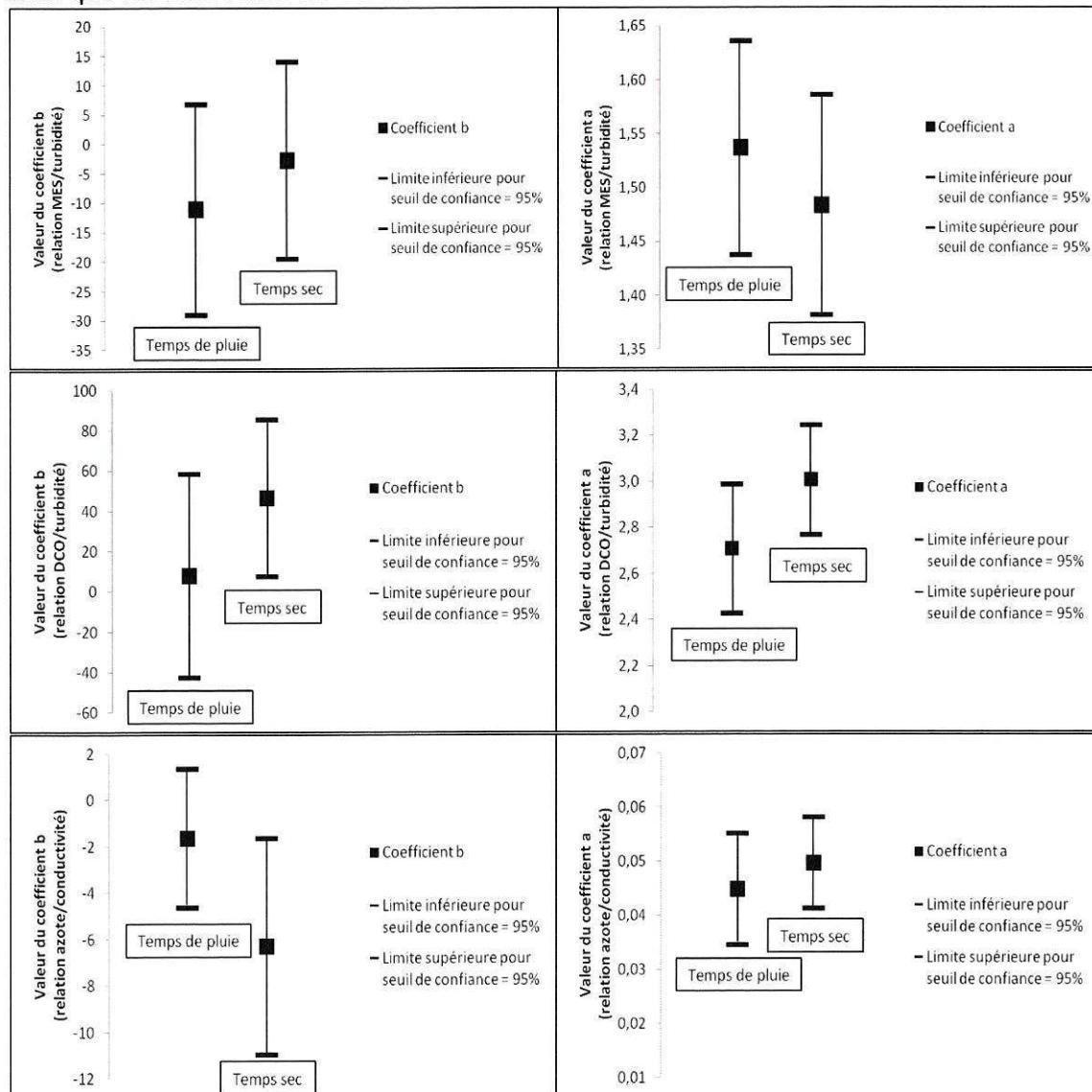


Figure 49. Différences entre les coefficients « a » et « b » des droites de corrélations obtenus par temps sec et par temps de pluie (de haut en bas, relation entre : MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/conductivité)

L'étude statistique a permis de mettre en évidence que les différentes relations en temps sec et temps de pluie ne sont pas significativement différentes pour un intervalle de confiance à 95 %. En effet les limites inférieures et supérieures pour un seuil de confiance de 95 % se recoupent pour le temps sec et le temps de pluie.

Pour la suite de l'étude, c'est donc la relation globale qui sera systématiquement utilisée pour calculer les concentrations en MES, DCO et azote par temps sec comme par temps de pluie.

4.1.1 Comparaison des relations turbidité et conductivité/paramètres polluants avec la littérature

Afin de mieux comprendre les relations obtenues entre la turbidité et la concentration en paramètres polluants (MES et DCO), il est intéressant de comparer les relations entre ces paramètres en fonction des sites étudiés (pour des capteurs utilisant un principe de mesure identique). Dans le cadre de cette thèse, les relations obtenues sont linéaires, de type $y = ax + b$. La valeur élevée de l'ordonnée à l'origine pour la DCO par rapport au MES représente la part de DCO dissoute dans les eaux usées. Effectivement, au vu de cette relation pour une turbidité nulle, la concentration en DCO est de 45 mg O₂/L reflétant la part de DCO dissoute. La concentration moyenne en DCO dissoute observée dans cette thèse présente une valeur intermédiaire par rapport à la variabilité donnée dans la littérature, de 0 (Béranger 2005) à 108 mg O₂/L (Lombard et al 2010) (Tableau 20).

Pour les MES, dans cette thèse, une relation linéaire avec une ordonnée à l'origine légèrement négative est mise en évidence contrairement à ce qui est observé dans la littérature où l'ordonnée à l'origine varie de 0 à + 30. La valeur du coefficient directeur (a) varie aussi d'une étude à l'autre entre 0,67 et 1,64. La valeur obtenue dans le cadre de cette thèse se situe dans cette gamme, plutôt dans la partie supérieure (1,44). Pour les relations avec la DCO, dans un cas une régression polynomiale d'ordre 2 est obtenue et dans l'autre il s'agit d'une relation linéaire (Tableau 20).

Il apparaît que le nombre de relations obtenues est quasiment similaire au nombre de sites étudiés. Effectivement le nombre de paramètres influençant les relations est élevé (type de capteur, type d'occupation et d'activités sur le bassin versant, nature des particules,...) et explique que ces relations diffèrent d'un site à l'autre. Par conséquent, ces corrélations doivent être établies au cas par cas.

Certains auteurs comme Bertrand-Krajewski (2004) ont montré que la méthode des moindres carrés n'est pas forcément la plus adaptée pour ce type d'utilisation et utilisent plutôt la méthode de Williamson. L'objectif de la thèse n'étant pas l'étude détaillée de ces relations, ce sujet ne sera pas détaillé ici.

L'étude de la relation entre la conductivité et la concentration en azote total étant très peu présente dans la littérature, la comparaison n'est pas possible. Néanmoins, cette relation semble prometteuse et mérirait d'être étendue sur d'autres sites. Il convient néanmoins de s'assurer de l'homogénéité des valeurs de conductivité sur le site d'étude comme le montre la Figure 50 ci-dessous. Elle présente la relation obtenue à l'entrée de la

STEP de Lescar (points noirs) et la relation obtenue sur un bassin versant industriel (points rouges) situé sur le territoire de la CDAPP.

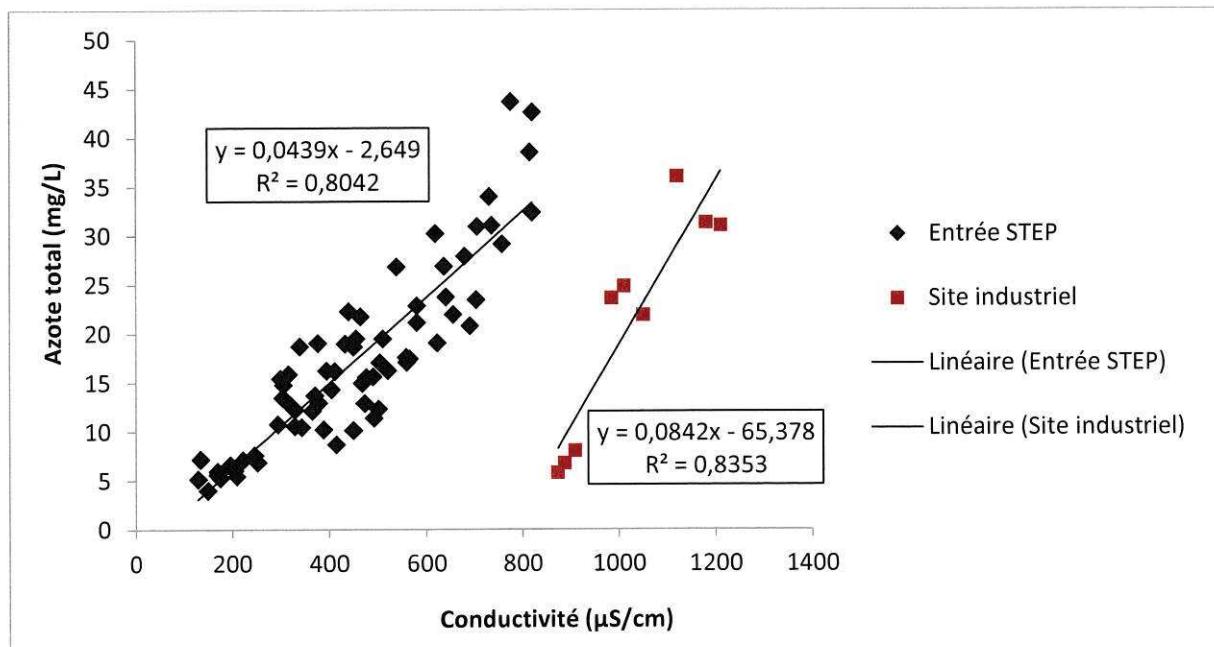


Figure 50. Comparaison des relations azote/conductivité sur deux bassins versants différents

Dans les deux cas une relation est obtenue avec un coefficient de corrélation relativement proche (0,83 et 0,82) cependant, elles sont totalement différentes l'une de l'autre à la fois par leur ordonnée à l'origine et leur pente. La pente est beaucoup plus forte pour la relation obtenue sur le bassin versant industriel et pour une même concentration d'azote total, la conductivité est plus élevée.

Pour comprendre ce phénomène, les concentrations en éléments majeurs (Na, K, Mg, et Ca) ont été mesurées dans tous les échantillons. Il apparaît que les concentrations moyennes sont nettement plus fortes pour ces éléments à l'aval du bassin versant industriel. Pour K, un facteur 1,5 est observé, pour Ca et Mg il s'agit d'un facteur 2 et d'un facteur 5 pour Na. Ces concentrations importantes en ions dissous peuvent expliquer la plus forte conductivité observée sur ce site et donc le décalage dans les relations.

Cet exemple illustre à quel point cette relation est sensible à la nature de l'effluent et peut varier d'un site à l'autre. Il est donc indispensable qu'elle soit établie au cas par cas, pour chaque site étudié.

4.1.2 Validation des mesures en continu

➤ Prélèvements ponctuels

Les prélèvements ayant servi à effectuer les droites de corrélations ont été effectués en 2010 et 2011. Afin de s'assurer de la validité de ces droites au cours du temps et au niveau de la STEP de Lescar, des vérifications ont été effectuées (le protocole de prélèvement et d'analyse est détaillé dans le chapitre 2). Dans la Figure 51, les points nommés « échantillons instantanés » et représentés par des ronds représentent les échantillons prélevés durant le fonctionnement des capteurs et analysés au laboratoire avant d'être reportés sur les droites de calibration établies précédemment.

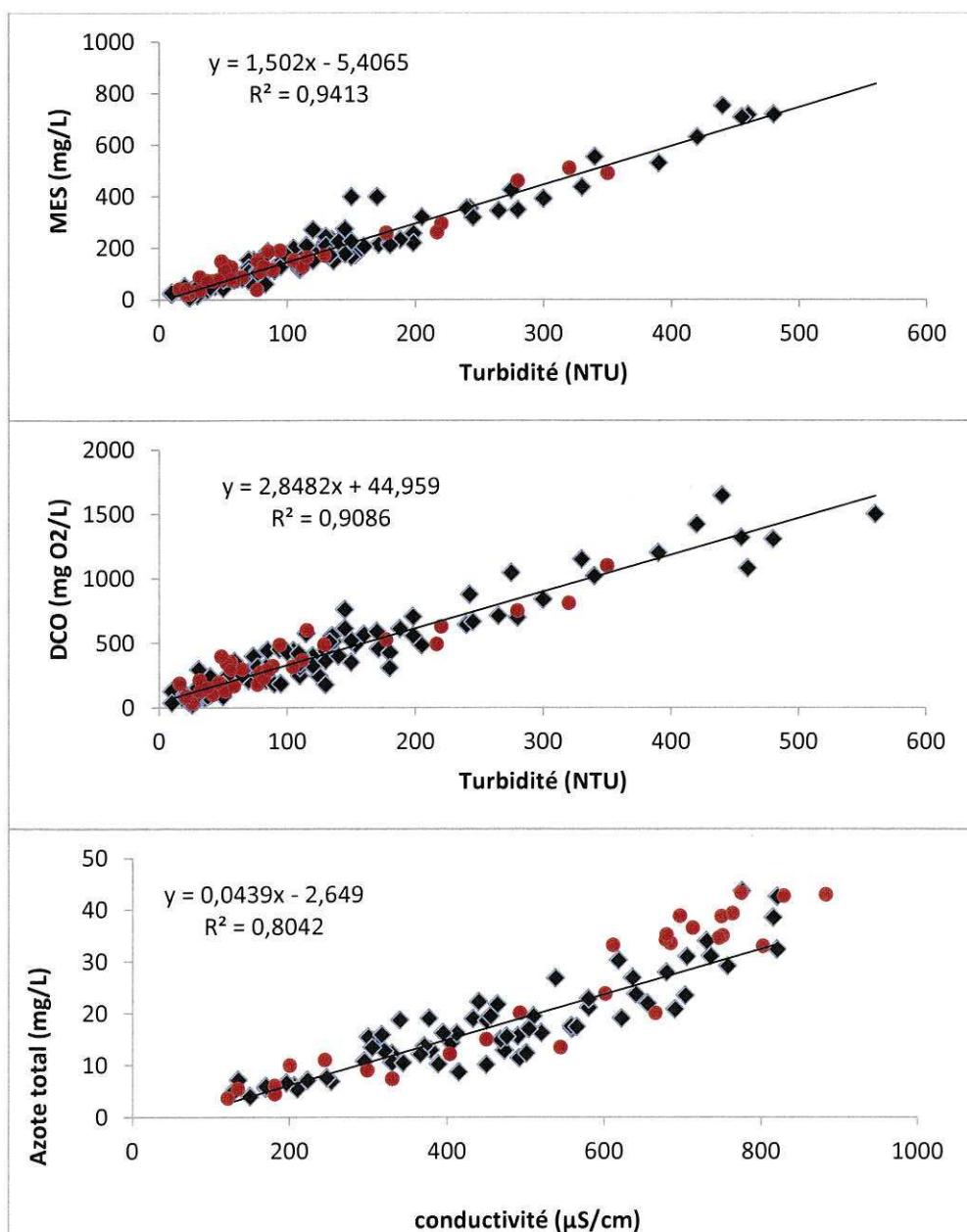


Figure 51. Vérification des fonctions de corrélations (points noirs) au cours de l'étude grâce à des prélèvements effectués au cours de celle-ci (points rouge). De haut en bas : relation MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité

Comme le montre Annexe 9, l'ajout de ces nouveaux points, prélevés au cours de l'étude, sur les droites de corrélation n'entraîne pas de modifications significatives, dans un intervalle de confiance de 95 % des paramètres a et b des fonctions de corrélations. Ces fonctions sont donc considérées stables durant la période d'étude. De plus, cela signifie que les corrélations établies à l'aide d'échantillons prélevés sur l'ensemble de la CDAPP sont toujours valables à l'entrée de la STEP de Lescar.

➤ Calcul des flux journaliers

Les flux de polluants journaliers ont été estimés à l'entrée de la STEP grâce à la mesure en continu de la turbidité (MES et DCO) et de conductivité (azote total) et calculés à partir de données mesurées (prélèvement moyen échantilloné durant 24 h puis analysés au laboratoire). Cette étude comparative a été menée lors de plusieurs campagnes réalisées depuis la mise en place des capteurs. Les résultats sont présentés sur la Figure 52.

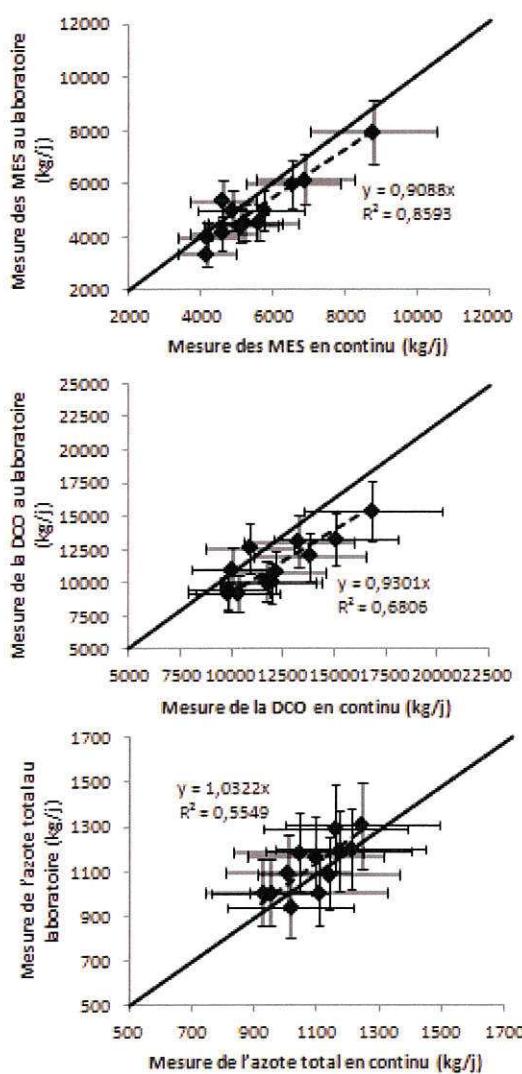


Figure 52. Comparaison des flux de MES, DCO et azote total calculés à partir de la mesure en ligne et à partir des analyses au laboratoire (la ligne en gras correspond à la droite d'équation 1:1 et la ligne en pointillée correspond à la droite de corrélation des points étudiés pour chaque paramètre)

Les flux de MES obtenus à partir des mesures en continu sont globalement similaires à ceux déterminés au laboratoire par les analyses standardisées. Néanmoins, une légère surévaluation de 5 à 10 % est observée avec la mesure en continu par rapport aux analyses en laboratoire. Les flux de DCO mesurés en continu sont eux aussi légèrement surévalués de 5 à 15 %. Néanmoins durant deux campagnes, une tendance inverse a été observée. Pour l'azote total, les flux sont globalement similaires quelque soit la méthode étudiée.

Les différences observées pour la DCO et les MES peuvent être dues à la différence de temps d'intégration de la mesure : toutes les cinq minutes pour les mesures en continu et toutes les 30 minutes pour les prélèvements. La plus grande fréquence de mesure de la turbidité amène probablement à une meilleure prise en compte de la variabilité temporelle de la charge en polluants des effluents au cours de la journée. Les incertitudes sur les mesures liées aux deux approches d'évaluation des flux peuvent aussi être une explication. Néanmoins, ces différences apparaissent relativement réduites au regard de l'ensemble des incertitudes relatives au calcul des flux de polluants.

Aussi, l'utilisation des capteurs en ligne apparait fort prometteuse pour estimer en continu des concentrations de MES, DCO et azote total dans le réseau d'assainissement de la CDAPP. Cet outil peut être très intéressant pour le gestionnaire de l'assainissement en particulier dans une optique d'optimisation de la gestion des eaux usées.

4.2 Etude des résultats du suivi en continu durant 5 mois

Après l'étape de mise en place des fonctions de corrélation ainsi que la validation de la mesure en continu, la seconde étape est consacrée à l'exploitation des données de suivi en continu. Les capteurs de turbidité sont en place depuis mars 2012 alors que celui de conductivité n'a pu être installé que depuis septembre 2012. Par souci de clarté, seuls les résultats issus d'une période de cinq mois (allant de septembre 2012 à janvier 2013) pendant laquelle les deux capteurs étaient en fonctionnement routinier seront présentés à différentes échelles de temps dans cette partie. Cette période de temps prend d'autre part en compte la plupart des spécificités météorologiques de la zone d'étude (temps sec et précipitations).

Après avoir présenté les caractéristiques de cette période, une étude statistique permettant de définir les paramètres ayant le plus d'influence sur les concentrations en polluants sera effectuée. Ensuite, la présentation des courbes masse/volume et leur utilisation dans l'optique du dimensionnement d'un bassin d'orage seront étudiées.

4.2.1 Présentation de la période étudiée

Il s'agit d'une période particulièrement intéressante puisqu'elle regroupe un grand nombre d'épisodes pluvieux présentant des caractéristiques différentes. Au total, 47 événements pluvieux ont eu lieu durant la période étudiée (soit près de 10 par mois) et 34 ont engendré des déversements. Le Tableau 44 récapitule les caractéristiques des événements pluvieux ayant eu lieu durant les mois étudiés.

Tableau 44. Récapitulatif des caractéristiques des événements pluvieux pour les 5 mois étudiés

| | Hauteur (mm) | Durée (j) | Intensité moyenne (mm/h) | Intensité maximal (mm/h) | Volume déversé (m ³) |
|--------------|--------------|-------------|--------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Septembre | 44 | 1,3 | 1,5 | 5,3 | 72 700 |
| Octobre | 155 | 3,8 | 1,7 | 9,3 | 380 100 |
| Novembre | 89 | 3,3 | 1,1 | 7,1 | 147 500 |
| Décembre | 116 | 4,5 | 1,1 | 4,7 | 410 900 |
| Janvier | 233 | 8,5 | 1,1 | 6,2 | 1 291 200 |
| Somme | 637 | 21,4 | - | - | 2 302 400 |

La période étudiée est particulièrement pluvieuse avec près de 640 mm précipités en 5 mois (environ 127 mm/mois en moyenne) et un total cumulé de plus de 21 jours de pluie. Mais ceci varie fortement d'un mois à l'autre il y a eu par exemple 44,3 mm au mois de septembre 2012 et 233 mm au mois de janvier 2013.

Ces fortes précipitations ont engendré d'importants déversements d'eaux usées : plus de 2 300 000 m³ au total (dans le Gave de Pau). Ce chiffre ne prend en compte que le volume déversé sur le plus important DO : celui de la STEP. L'étude est focalisée sur ce point car il s'agit du principal DO de la CDAPP et du point où sont placées les sondes.

Grâce au suivi de la turbidité et de la conductivité, les concentrations en MES, DCO et azote ont pu être évaluées en continu durant cette période. Les résultats de concentrations et de flux de DCO et d'azote durant ces événements pluvieux sont présentés dans le Tableau 45. Afin de ne pas surcharger le tableau et la discussion, les flux et concentrations de MES ne sont pas présentés ; néanmoins, ils suivent exactement la même tendance que la DCO dans la mesure où ils proviennent de la mesure de la turbidité. Le suivi en continu des MES reste cependant d'un grand intérêt car de nombreux polluants (dont les métaux et les HAP comme l'a montré le chapitre 3) y sont associés.

Tableau 45. Flux et concentration de polluants pour chaque mois étudié

| | Concentration DCO maximale (mg O ₂ /L) | Concentration DCO minimale (mg O ₂ /L) | Flux DCO déversé (kg) | Concentration N maximale (mg/L) | Concentration N minimale (mg/L) | Flux N déversé (kg) |
|--------------|---|---|-----------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------|
| Septembre | 1310 | 45 | 26 329 | 40 | 3,8 | 533 |
| Octobre | 1322 | 25 | 98 163 | 45 | 3,0 | 2 468 |
| Novembre | 1150 | 25 | 42 855 | 38 | 4,0 | 992 |
| Décembre | 1200 | 20 | 39 788 | 35 | 3,7 | - |
| Janvier | 1390 | 19 | 173 113 | 33 | 5,0 | 14 463 |
| Somme | | | 380 248 | | | 18 655 |

Remarque : un problème sur la sonde de conductivité durant une partie du mois de décembre n'a pas permis l'enregistrement de l'intégralité des événements sur cette période.

La diversité des événements pluvieux selon les mois de la période étudiée (hauteur, intensité, période de temps sec,...) entraîne une grande diversité au niveau des concentrations observées et des flux de polluants déversés. Effectivement, la différence des flux déversés selon les mois varie d'un facteur proche de 7 pour la DCO et de 5 pour l'azote. Une diminution de la concentration minimale de DCO et de la concentration maximale en azote est observée au fil des mois probablement due à l'enchaînement de précipitations importantes.

4.2.2 Etude statistique

Afin de synthétiser les données et dans l'objectif d'étudier les paramètres influençant les polluants dans le réseau au cours d'un événement pluvieux, le test statistique de « l'arbre de régression » a été utilisé puisqu'il permet l'étude de paramètres indépendants les uns des autres et de mettre en évidence des effets de seuil.

Dans un premier temps, l'objectif a été d'étudier les facteurs influençant la concentration maximale en DCO au cours d'un événement pluvieux, il s'agit donc du facteur cible. Ensuite, les paramètres d'entrée (ceux qui influencent le paramètre cible) sont les caractéristiques des événements pluvieux : durée, hauteur, intensité moyenne et maximale et durée de temps sec précédente.

Les résultats du test de l'arbre de régression sont présentés dans la Figure 53.

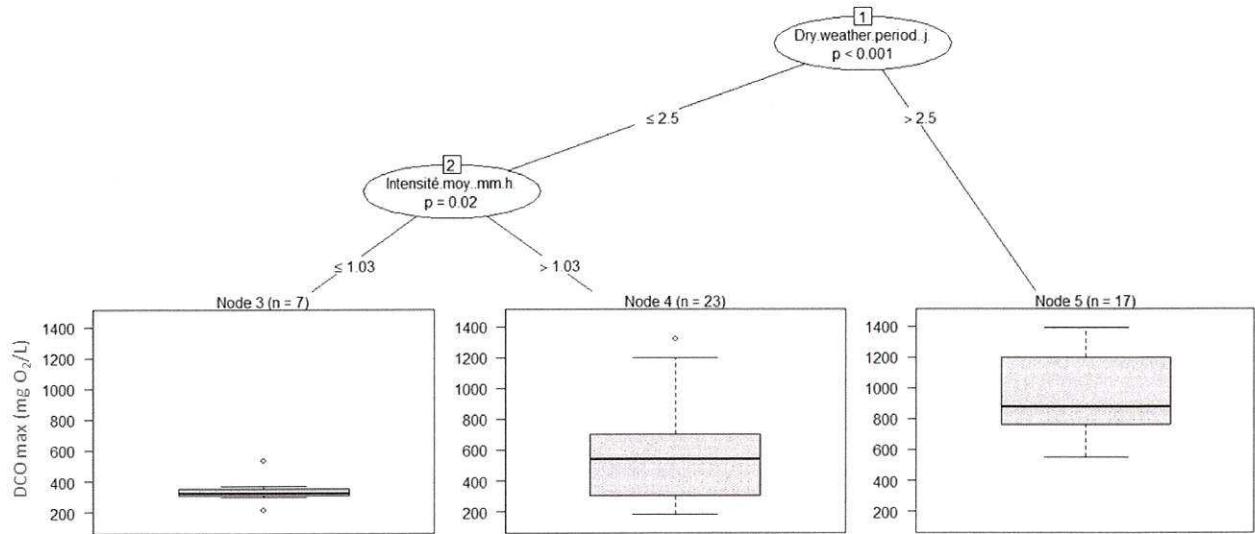


Figure 53. Test statistique de l'arbre de régression pour les 47 événements pluvieux étudiés

D'après ce test, deux facteurs prépondérants influencent la concentration maximale en DCO au cours d'un événement pluvieux. Le premier d'entre eux est la **période de temps sec précédent l'événement** (dry weather period). La valeur de p ($< 0,001$) pour ce premier facteur est inférieure à 0,05 ce qui confirme la robustesse de ce facteur. Si la période de temps sec avant l'événement est supérieure à 2,5 jours et quelque soit le type d'événement pluvieux alors les concentrations en DCO seront élevées (valeur médiane de 850 mg O₂/L). Ce groupe correspond à 35 % des événements étudiés.

Si la période de temps sec est inférieure à 2,5 jours, un second facteur intervient, il s'agit de l'intensité moyenne de la pluie. Pour ce facteur aussi la valeur de p est faible (0,02) et confirme sa robustesse. Si l'intensité moyenne est supérieure à 1,03 mm/h alors les concentrations maximales de DCO présentent une grande variabilité (de 190 à 1300 mg O₂/L et valeur médiane de 550 mg O₂/L). Il s'agit de la classe la plus représentée avec environ 50 % des cas étudiés. Enfin, si la durée de temps sec est inférieure à 2,5 jours et si l'intensité moyenne est inférieure à 1,03 mm/h alors les valeurs de DCO sont systématiquement faibles : médiane à 350 mg d'O₂/L (15 % des événements).

Le fait que l'intensité des précipitations entre peu en compte si la période de temps sec est supérieure à 2,5 jours pourrait être lié au fait que des sédiments déposés pendant la période de temps sec sont facilement érodables et caractérisés par une forte charge polluante, aussi même en cas de faibles précipitations et donc de faible augmentation de débit leur contribution participe à des concentrations élevées en polluants.

Il apparaît que la concentration maximale en DCO au cours d'une pluie est **fonction de deux facteurs combinés qui sont la durée de temps sec et l'intensité moyenne de la pluie**. Les ACP ne prenant pas en compte ce type de relation cela explique qu'aucune relation fiable n'ait été obtenue avec ce type de test.

Il est intéressant de noter que c'est l'intensité moyenne des précipitations qui soit retenu comme facteur et non l'intensité maximale ou la hauteur totale. Cependant, pour le moment aucun élément ne permet d'expliquer ceci. Le traitement des valeurs pour la constitution d'une base de données plus importante est en cours et devrait permettre d'approfondir ce test et éventuellement de mettre en évidence de nouveaux facteurs.

Le test statistique de « l'arbre de régression » peut être réalisé avec d'autres paramètres cibles. La Figure 54 présente les résultats du test obtenus pour étudier les relations entre le flux de DCO déversé vers le milieu récepteur par le DO de la STEP et les paramètres des événements pluvieux (durée, hauteur, intensité moyenne et maximale et durée de temps sec précédente).

Le test prend en compte les 34 événements de la période étudiée présentant des déversements.

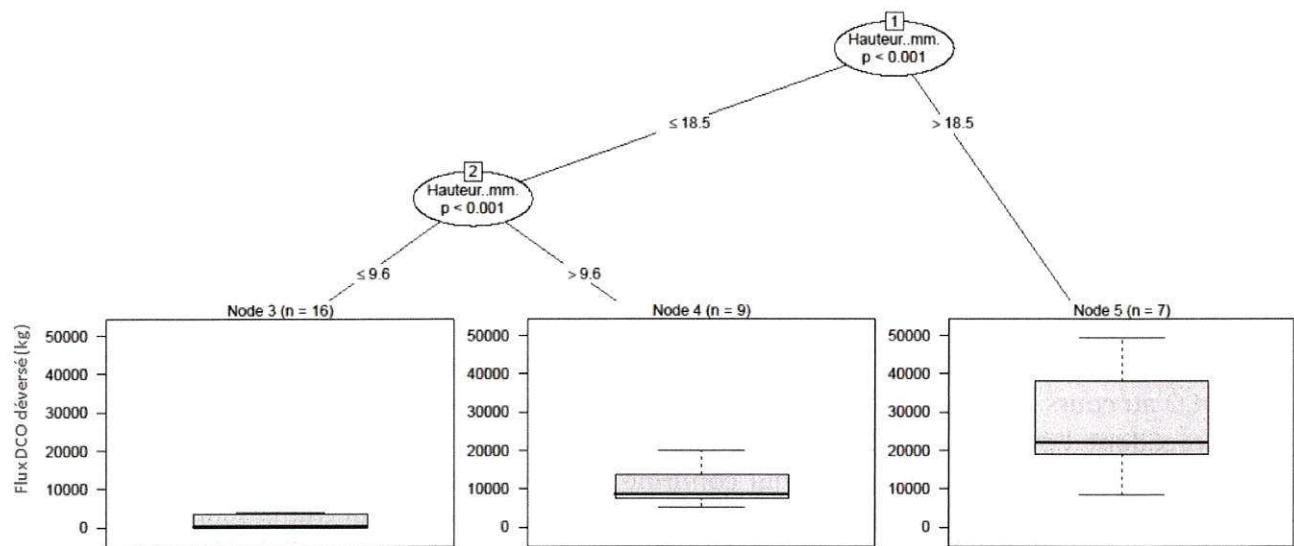


Figure 54. Test statistique de l'arbre de régression pour le flux de DCO déversé par événement

D'après ce test, les résultats montrent que c'est la hauteur de l'événement pluvieux (mm) qui fixe principalement l'importance ($p < 5\%$) du flux de DCO déversé.

Trois groupes de flux sont distingués :

- hauteur inférieure à 9,6 mm (50 % des événements), médiane à environ 1 000 kg de DCO déversée,
- hauteur comprise entre 9,6 et 18,5 mm (28 %), médiane à 9 000 kg de DCO déversée,
- hauteur supérieure à 18,5 mm (22 %), médiane à 22 000 kg de DCO déversée mais avec une variabilité assez marquée.

Il est intéressant de noter que la durée de la période de temps sec avant l'épisode pluvieux n'entre pas en considération dans ce test alors que c'est le facteur principal en ce qui concerne la concentration maximale observée durant un épisode de pluie. Dans le cas du flux, la quantité d'eau transitant dans le réseau et donc le débit est le facteur prépondérant sur la charge polluante des déversements.

4.2.3 Etude des courbes masse/volume observées à l'entrée de la STEP de Lescar

Afin de faciliter la lecture de ce graphique voici quelques rappels sur les différentes zones (cf chapitre 2). La zone A caractérise les événements pour lesquels la majorité des polluants est apportée en début d'événement pluvieux dans un volume d'eaux usées relativement faible, pour décrire ce phénomène, le terme de « first flush » est couramment employé (Bertrand-Krajewski et al 1998 ; Barco et al 2008). La zone B correspond aux événements pendant lesquels la dynamique des polluants est très proche de celle du débit (polluants apportés régulièrement au cours de l'évènement). Enfin la zone C caractérise les événements pour lesquels l'apport des polluants est tardif et survient en fin d'épisode pluvieux. La Figure 55, reprise du chapitre 2, représente les différentes zones d'une courbe masse/volume et des exemples de courbes.

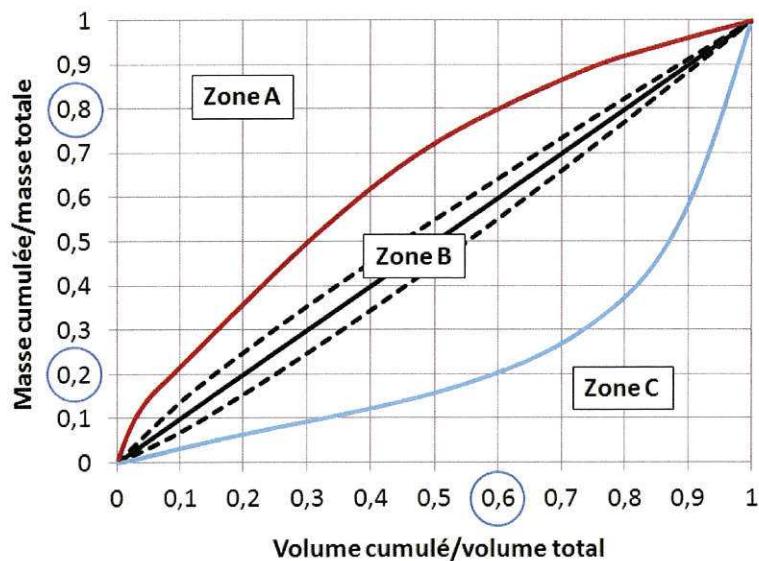


Figure 55. Représentations des trois zones d'une courbe masse/volume et exemple d'une courbe située en zone A (rouge) et en zone C (bleu)

L'étude statistique des événements pluvieux de la période étudiée permet d'apporter de nombreuses connaissances sur le fonctionnement du système d'assainissement. Néanmoins, les résultats obtenus par la mesure en continu de la turbidité et de la conductivité peuvent être également utilisés pour construire des courbes masse/volume. Elles permettent notamment d'apprécier la dynamique temporelle de chaque événement de pluie et la répartition des polluants au cours du temps (cf Chapitre 2). Les courbes masse/volume ont été tracées pour les 47 événements pluvieux survenus entre septembre 2012 et janvier 2013. Dans l'optique d'une gestion en temps réel, les résultats présentés dans la Figure 56 font référence à la zone des courbes masse/volume pour les événements ayant engendré des déversements ($n = 34$) (pour la DCO en %).

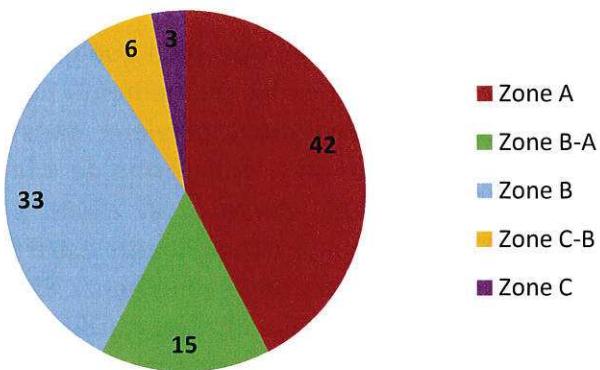


Figure 56. Répartition en % des courbes masse/volume durant la période étudiée pour la DCO

Il apparaît que pour la DCO (les MES ont exactement la même répartition), une majorité des courbes est située en zone A (42 %). Cela signifie qu'un phénomène de first flush est observé pour la DCO et les MES pour 42 % des déversements observés durant cette étude.

Ensuite, la seconde zone la plus représentée est la zone B avec 33 %. 15 % des courbes sont situées en zone B-A ce qui signifie que durant la première partie de l'événement la courbe est située en zone B et durant la seconde partie, elle est située en zone A. Le principe est le même pour toutes les zones comportant deux lettres. Enfin, moins de 10 % des événements sont situés en zone C ou C-B (l'ensemble des courbes est présenté en Annexe 8).

Dans l'hypothèse d'un bassin de stockage des eaux déversées, il apparaît cohérent, d'après ces résultats, de stocker le début de l'épisode de déversement. Effectivement, dans 90 % des cas les courbes sont situées en zone A ou B et dans seulement 10 % des cas en zone C. Le stockage du début de l'épisode de déversement devrait être particulièrement efficace dans 42 % des cas (courbes en zone A).

La même étude que pour la DCO et les MES a été menée pour l'azote total. Les résultats présentant la répartition en pourcentages des courbes masse/volume pour l'azote sont présentés dans la Figure 57.

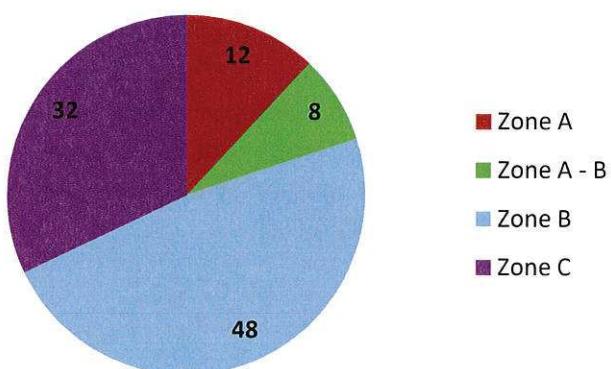


Figure 57. Répartition en % des courbes masse/volume durant la période étudiée pour l'azote

Les courbes masse/volume pour l'azote total se répartissent de manière très différente que pour la DCO. Seulement 20 % des événements présentent un effet de first flush et sont situés en zone A ou A-B. Près de la moitié des événements sont situés en zone B et un tiers en zone C. Cette différence peut s'expliquer par le fait que l'azote est majoritairement présent sous forme dissoute dans le réseau d'assainissement, il est donc peu soumis aux phénomènes de sédimentation par temps sec puis d'érosion en cas de pluie comme la DCO. Dans la majorité des cas, il suit donc la même évolution que le débit (zone B) ou subit des phénomènes de dilution lorsque le débit est très important (zone C) et principalement constitué d'eaux pluviales, peu chargées en azote par rapport aux effluents urbains.

Dans le cas d'un ouvrage de stockage interceptant le début du volume déversé, l'efficacité pour l'azote total sera maximale dans 20 % des cas. Pour la moitié des événements, l'efficacité sera proportionnelle au débit stocké. Enfin dans un tiers des cas l'efficacité sera faible (l'ensemble des courbes est présenté en Annexe 8).

Si durant la période étudiée, tous les événements pluvieux sont pris en compte (y compris ceux pour lesquels il n'y a pas eu de déversements), la proportion de courbes masse/volume présentes en zone B augmente (41 % pour la DCO et 61 % pour l'azote). Ce résultat pourrait s'expliquer car les événements qui n'engendrent pas de déversements ont des débits relativement modérés qui n'entraînent donc pas une érosion importante des MES et n'ont pas un effet de dilution important pour l'azote.

Le grand nombre de recherches consacrées à l'étude des courbes masse/volume et des phénomènes de first flush (Bertrand-Krajewski et al 1998 ; Barco et al 2008 ; Bach et al 2010) mettent en évidence l'existence d'une grande variabilité des dynamiques de ces courbes que ce soit sur un même site entre différents événements pluvieux ou entre différents sites (Hannouche 2012).

Par exemple, Lacour (2009) a étudié 24 événements pluvieux répartis sur deux sites parisiens et obtient une répartition différente de celle observée sur la CDAPP : 23 % des événements sont présents en zone A, 24 % en zone B et 53 % en zone C. Néanmoins, d'autres études telles que celles de Diaz-Fierros et al (2002) ou Barco et al (2008) mettent en évidence qu'un phénomène de first flush est observé « pour la plupart des événements étudiés ». Ces exemples montrent à quel point les variations sont fortes d'un site à l'autre et cela renforce l'intérêt de mettre en place une stratégie de mesure en continu de type turbidité qui permet d'appréhender la dynamique intrinsèque au niveau de chaque site.

L'Annexe 4 présente un exemple concret de l'intérêt de l'utilisation des courbes masse/volume en utilisant ces données pour évaluer la charge polluante retenue par un bassin d'orage théorique en fonction de différents volumes.

Si l'analyse statistique a permis de mettre en évidence les facteurs influençant les concentrations maximales en DCO ou les flux de DCO déversés, les ACP et les arbres de régression n'ont pas permis de mettre en évidence les facteurs qui influencent la répartition de la pollution au cours d'un événement pluvieux. Effectivement, pour deux événements présentant une durée de temps sec, une hauteur et une intensité du même ordre de grandeur, les courbes masse/volume observées peuvent se situer dans deux zones différentes. Une étude plus approfondie de ce point s'avère donc nécessaire afin de comprendre les raisons de ces disparités.

4.3 Etude du mois d'octobre 2012

Cette partie est consacrée à l'étude d'un des mois de la période précédente : le mois d'octobre 2012. Il s'agit d'un mois particulièrement intéressant car il est caractérisé par une succession de périodes de temps sec et de temps de pluie qui ont des durées et intensités différentes. L'ensemble des données enregistrées en continu durant ce mois sont présentées dans la Figure 58.

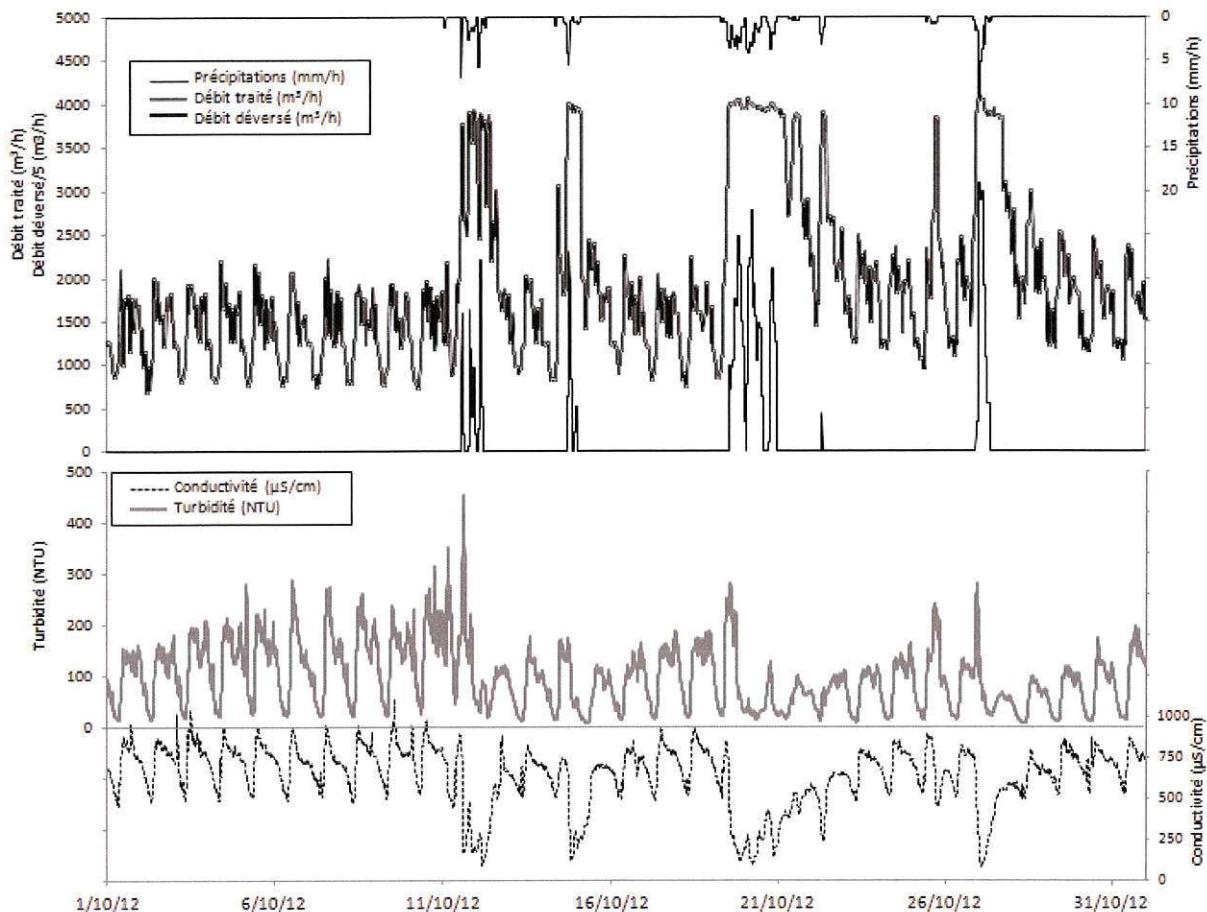


Figure 58. Données enregistrées durant le mois d'octobre 2012. Partie supérieure : précipitations, débit traité (en gris) et débit déversé (en noir). Partie inférieure : mesure en continu de la turbidité (en gris) et de la conductivité (en pointillés)

Le mois d'octobre commence par une période de 10 jours de temps sec qui permet d'étudier le fonctionnement du réseau d'assainissement durant cette période. Un cycle journalier est observé pour le débit, la turbidité et la conductivité. Ce cycle est fonction des activités domestiques et industrielles et a été décrit dans le chapitre 3.

Suite à cette période de temps sec, quatre événements pluvieux principaux se sont produits durant le mois. Ces précipitations ont engendré des déversements d'eaux usées vers le milieu récepteur. Durant ces périodes, la conductivité peut diminuer d'un facteur 7 par rapport à la valeur de temps sec, elle revient ensuite rapidement à sa valeur initiale de temps sec.

L'évolution de la turbidité est différente. Un pic est généralement observé au début de chaque événement pluvieux. Ensuite, elle diminue mais une période plus longue que pour la

conductivité est nécessaire avant que la valeur retrouve son niveau de temps sec. Dans cette partie, les données enregistrées ont été utilisées afin de calculer les flux de polluants (MES, DCO et azote total) dirigés vers la STEP et déversés vers le milieu naturel. Cela a été fait pour chaque jour durant tout le mois. Cette présentation permet de synthétiser l'information et d'avoir une vue globale du système durant un mois. De manière générale, pour le mois d'octobre comme pour le reste de l'année, les mesures de DCO et de MES évoluent logiquement de la même manière puisqu'elles résultent toutes deux de la mesure de la turbidité. Afin d'alléger le document, seuls les résultats de DCO et d'azote total seront alors présentés.

4.3.1 Etude des flux polluants journaliers durant le mois d'octobre 2012

Les flux de polluants ont été calculés chaque jour, ces informations peuvent s'avérer utiles pour le gestionnaire de la STEP (suivi des eaux usées entrant dans la STEP et déversées comme cela est préconisé par la législation). La connaissance des flux de polluants déversés sera utilisée dans le chapitre 5 pour évaluer la contribution du système d'assainissement de la CDAPP sur les flux et les concentrations en polluants dans le Gave de Pau.

Les flux journaliers, les concentrations de DCO, les débits traités et déversés, ainsi que les précipitations sont présentés dans la Figure 59 pour le mois d'octobre.

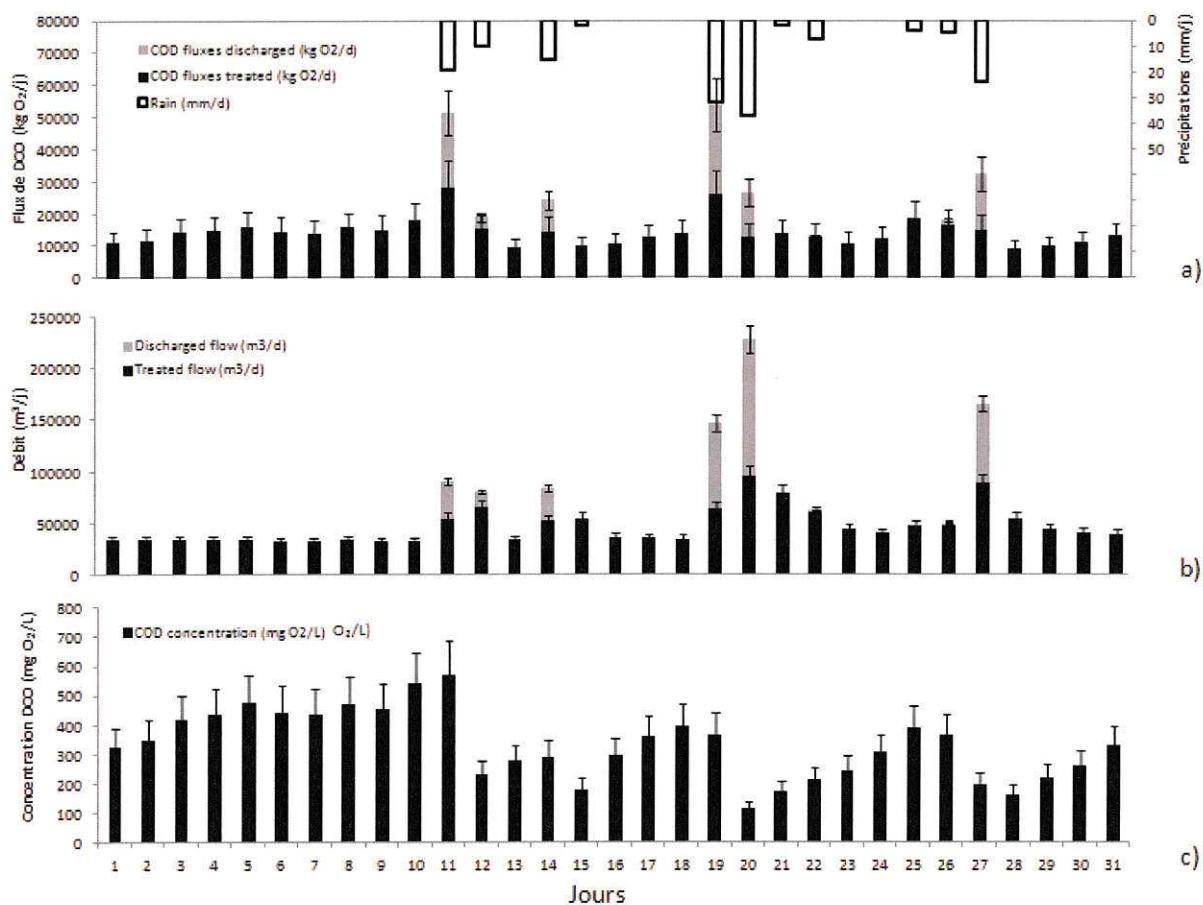


Figure 59. a) Précipitations (mm/j) et flux de DCO traités et déversés (kg/j). b) Débit journalier traité et déversé (m³/j). c) Concentration moyenne journalière de DCO (mg O₂/L) et écart type associé à chaque mesure

Durant les dix premiers jours de temps sec, le débit d'eaux usées traitées par la STEP reste constant autour de 34 000 m³/j. Les concentrations et les flux de DCO augmentent cependant graduellement jusqu'au 5 octobre et se stabilisent ensuite à environ 450 mg O₂/L et 15 000 kg O₂/j jusqu'à la fin de la période de temps sec. Les causes de ce phénomène seront discutées dans la partie suivante. Ensuite, du 11 au 27 octobre, onze événements pluvieux se sont produits en 16 jours avec un total de 171,5 mm durant le mois.

Les caractéristiques de chaque événement pluvieux sont données dans le Tableau 46.

Tableau 46. Description des événements pluvieux du mois d'octobre 2012

| Date de l'événement (octobre 2012) | Précipitations (mm) | Durée (h) | Intensité moyenne (mm/h) | Intensité maximale (mm/h) | Période de temps sec précédente (j) |
|------------------------------------|---------------------|-----------|--------------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| 11 | 20,9 | 10 | 2,1 | 6,8 | 11 |
| 12 | 9,5 | 5 | 1,9 | 6,5 | 0 |
| 14 | 14,1 | 9 | 1,6 | 4,9 | 1 |
| 15 | 2,8 | 3 | 0,93 | 1,0 | 0 |
| 19 | 39,3 | 16 | 2,5 | 5,0 | 3 |
| 20 | 41,3 | 19 | 2,2 | 6,9 | 0 |
| 21 | 1,4 | 4 | 0,35 | 0,6 | 0 |
| 22 | 7,0 | 4 | 1,75 | 3,8 | 0 |
| 25 | 4,6 | 7 | 0,66 | 1,0 | 2 |
| 26 | 5,6 | 4 | 1,4 | 2,0 | 0 |
| 27 | 25,0 | 7 | 3,6 | 9,9 | 0 |
| Total | 171,5 | 88 | - | - | - |

Avec un cumul de précipitations de 171,5 mm le mois d'octobre se situe largement au dessus de la moyenne mensuelle de la zone d'étude (environ 90 mm/mois).

Les événements pluvieux sont très hétérogènes avec une hauteur précipitée allant de 1,4 à 41,3 mm et une durée allant de 3 à 19 heures. L'intensité moyenne de ces événements varie entre 0,35 et 3,6 mm/h et l'intensité maximale de 0,6 à 9,9 mm/h. Enfin, la période de temps sec la plus longue avant un événement pluvieux est de 11 jours et correspond au début du mois.

Le premier événement pluvieux qui s'est produit le 11 octobre engendre une augmentation du flux de DCO d'un facteur 3,5 par rapport au flux de temps sec. Ceci est dû à l'augmentation simultanée du débit et de la concentration en DCO respectivement d'un facteur 2,7 et 1,3. Durant cet événement, les eaux pluviales contribuent à augmenter le flux de polluants probablement de deux façons, premièrement en entraînant les polluants présents sur les surfaces imperméabilisées et deuxièmement par érosion des sédiments présents dans le réseau. Cette dernière source est probablement prédominante pour expliquer cette augmentation de flux. Effectivement, ce phénomène de remise en suspension des dépôts lors d'événements pluvieux a été mis en évidence dans différentes études (Chebbo et al 2003 ; Gromaire et al 2006b ; Hannouche et al 2011). La période de temps sec particulièrement longue (11 jours) qui précède cet événement est certainement à

l'origine de la forte augmentation du flux du fait d'un stock important de sédiments riches en DCO.

Les événements pluvieux suivants du 12 et 14 octobre, bien que moins intenses, engendrent eux aussi une augmentation de débit dans le réseau du même ordre de grandeur que celle du 11 octobre. Ils diffèrent cependant par la concentration en DCO qui est pour ces événements deux fois plus faible que lors d'une période de temps sec. Ces événements érodent probablement moins de sédiments, le renouvellement du stock de sédiments éliminé lors de l'événement du 11 n'ayant pas encore été reconstitué. Un autre phénomène peut contribuer à la diminution des concentrations de DCO, c'est l'effet de dilution des eaux usées par les eaux pluviales peu chargées en DCO.

Ce phénomène de dilution apparaît particulièrement marqué durant les événements consécutifs du 19 et du 20 octobre. Les flux de DCO sont 3,5 fois plus importants le 19 que le 20 en relation avec un débit plus élevé le 20 (d'un facteur 1,5 par rapport au 19). Il est probable que le flux relativement faible observé le 20 soit dû au fait que les sédiments ont été érodés lors de l'événement précédent et que de ce fait la quantité de matière disponible pour cet événement soit faible. Le phénomène au cours duquel les flux en DCO diminuent lors d'épisodes pluvieux successifs a déjà été observé et peut être expliqué par des phénomènes d'érosion successifs des sédiments déposés (Oms et al 2003).

Ces exemples mettent en évidence la complexité et l'importance des phénomènes d'érosion dans les réseaux d'assainissement et leur importance dans le transport de polluants vers la STEP ou le milieu récepteur.

Durant ce mois, 8 jours de déversement ont été observés. Le volume déversé varie entre 2 000 et 130 000 m³/j et est fonction de l'intensité et de la hauteur d'eau précipitée (Figure 59). Les flux de DCO déversés dans le milieu récepteur varient dans une large gamme : de 400 à 28 000 kg O₂/j. Les événements les plus critiques se sont produits les 11 et 19 octobre avec un flux de DCO déversé proche de 25 000 kg O₂ chaque jour. Néanmoins, les volumes déversés sont différents sur ces deux jours avec respectivement 35 500 et 83 000 m³ pour le 11 et le 19.

Ces données montrent l'importance de ne pas seulement considérer le volume déversé mais plutôt le flux de pollution dans l'optique d'évaluer l'impact sur le milieu récepteur. La mesure en ligne des concentrations en polluants est intéressante puisqu'elle permet d'avoir des informations quasi instantanées et rend donc possible une gestion dynamique du système d'assainissement. Ce système est plus connu sous le nom de Gestion en Temps Réel (GTR) et a été étudié entre autres par Schutze et al (2004), Lacour et al (2008). Ces derniers, par exemple, ont étudié l'apport d'une GTR fondée sur les flux polluants plutôt que sur les volumes d'eaux usées pour optimiser la gestion des eaux usées (stockage, traitement, déversement) et montrent qu'effectivement, la GTR peut permettre une amélioration de la gestion du système d'assainissement et la réduction des flux polluants déversés.

Grâce à la mesure en ligne de la conductivité, la concentration en azote total a été suivie de la même manière que la turbidité et les flux ont pu être établis jour par jour durant le mois d'octobre. La Figure 60 présente les flux et concentrations d'azote total durant le mois d'octobre 2012.

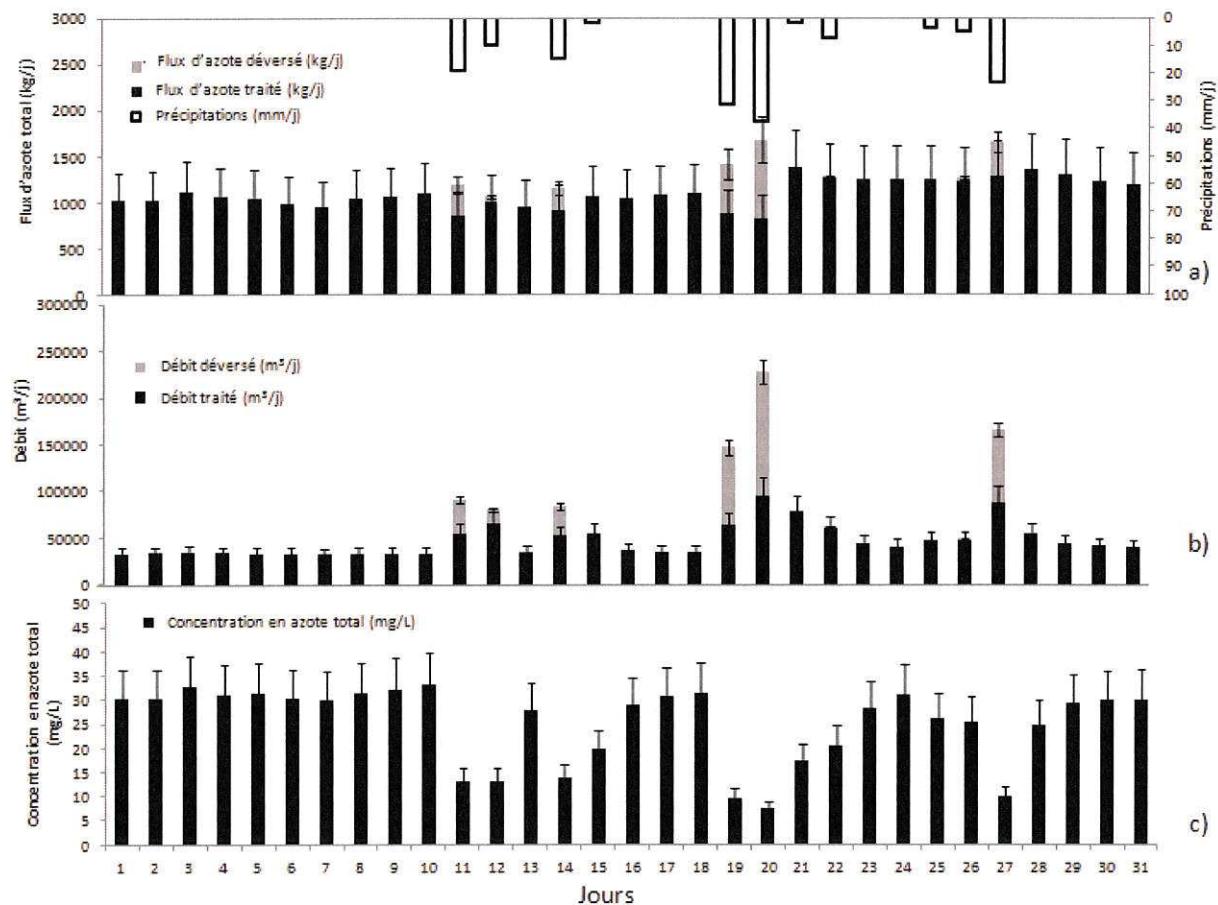


Figure 60. a) Précipitations (mm/j), flux d'azote journalier traité et déversé (kg/j). b) Débits journaliers traités et déversés (m³/j). c) Concentration moyenne journalière d'azote total pour le mois d'octobre 2012.

L'évolution du flux d'azote total est différente de celle observée pour la DCO. Les flux d'azote varient relativement peu durant la période étudiée. Au cours de l'événement pluvieux le plus important, ils augmentent d'un facteur 1,6 par rapport aux flux de temps sec. Par temps sec, aucune différence significative compte tenu des écarts types n'a pu être observée. Ce comportement peut être expliqué car dans les réseaux d'assainissement, l'azote total est essentiellement présent sous forme dissoute (Kafi et al 2008). C'est pourquoi il est faiblement influencé par les phénomènes de dépôts et de sédimentation comme c'est le cas pour les MES et la DCO. De ce fait, aucun phénomène d'accumulation important, puis de remise en suspension lors d'événements pluvieux n'est observé.

De la même manière, il semble que l'apport par le ruissellement soit faible, les sources d'azote étant essentiellement dues aux apports domestiques et industriels. D'après Kafi-Benyahia (2006) la part de l'azote due au ruissellement est systématiquement inférieure à 10 %.

La quantité d'azote est faiblement impactée par les épisodes pluvieux et reste globalement constante durant les périodes de temps sec et de temps de pluie. Lors d'épisodes pluvieux, le débit augmente, dans le même temps une diminution de la concentration en azote total proportionnelle à l'augmentation de débit est observée et le flux reste globalement constant.

Dans le cas d'événements pluvieux particulièrement importants (celui du 20 octobre par exemple), une faible augmentation des flux est cependant observée (facteur 1,5). D'après Gasperi et al (2010) par temps de pluie, 30 % de l'azote provient de la remise en suspension des sédiments et 6 % du ruissellement ce qui expliquerait l'augmentation de flux.

A l'inverse de ce qui est observé pour la DCO, suite à un événement pluvieux les concentrations en azote retrouvent leur niveau de temps sec dès que le débit a lui aussi repris son niveau de temps sec ce qui prend en général environ 3 jours.

4.3.2 Erosion et reformation des stocks dans le réseau d'assainissement

La mesure en continu a permis de mettre en évidence de fortes variations des flux de DCO au cours du mois d'octobre 2012. Afin d'étudier ces variations plus en détail, le flux moyen par temps sec de DCO à l'entrée de la STEP de Lescar a été établi à 14 916 kg O₂/j (sur les 5 mois étudiés). Ce flux moyen a ensuite été soustrait au flux de DCO total (traité + déversé) mesuré chaque jour. La Figure 61 présente le résultat obtenu pour la différence entre le flux de DCO moyen et le flux total mesuré chaque jour.

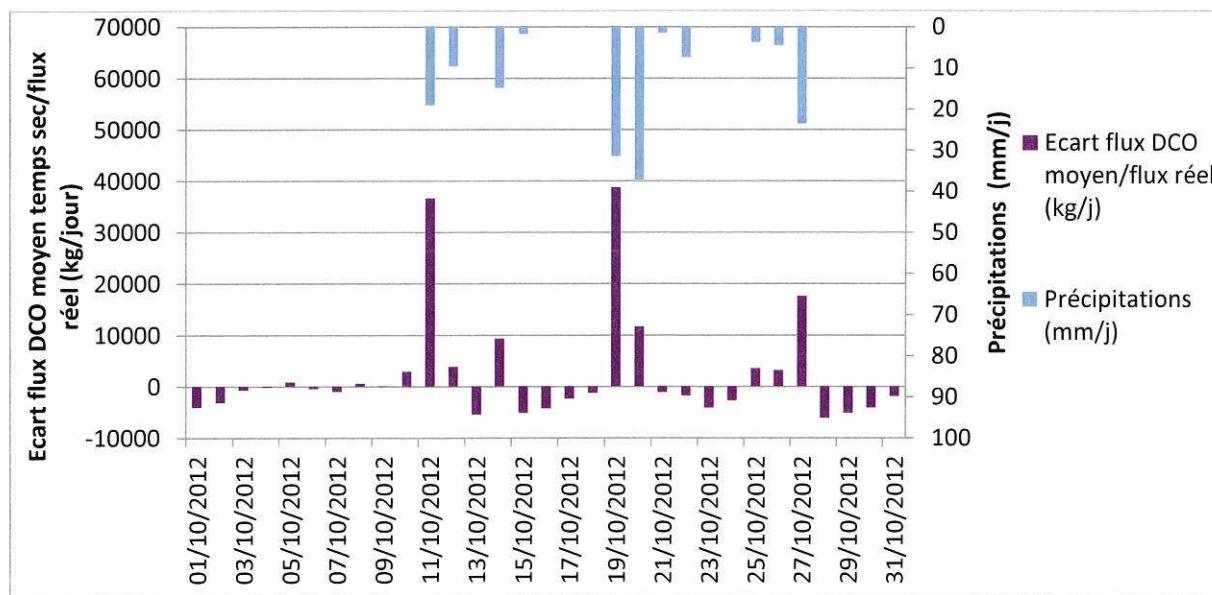


Figure 61. Ecart entre le flux de DCO moyen journalier de temps sec et le flux de DCO journalier réel durant le mois d'octobre 2012

Il apparaît qu'en cas de précipitations supérieures à 10 mm/j un apport minimum de 10000 kg de DCO est observé (en plus du flux dû aux eaux usées de temps sec). Les journées du 11 et du 19 sont à mettre en évidence par l'apport très important de DCO (respectivement 37 000 et 39 000 kg). Ce sont très probablement les phénomènes d'érosion qui sont à l'origine de la majorité de ces apports.

Cependant, la figure ci-dessus met en évidence le fait qu'à la suite de chaque période pluvieuse des écarts négatifs sont observés, ce qui signifie qu'un flux inférieur au flux moyen journalier de temps sec arrive à la STEP. Ce phénomène est notamment visible au début (1, 2 et 3), au milieu (15, 16, 17 et 18) et à la fin (28, 29, 30 et 31) du mois d'octobre. Cet écart peut être significatif puisqu'il atteint 6 000 kg le 28/10/12.

En considérant que l'apport par les activités domestiques et industrielles est constant au fil du mois, cela signifie que les flux de temps sec doivent être constants (en l'absence de déversement ce qui est le cas pour les jours où un flux négatif est observé).

L'explication la plus probable pour expliquer ces flux particulièrement faibles est une perte de pollution durant leur transfert dans les canalisations. Cette perte pourrait être due à la reformation des stocks de particules dans les endroits du réseau particulièrement propices à ce phénomène (contre pentes par exemple). Au fil des jours, cette différence diminue ce qui signifierait que les sites de stockage sont de moins en moins disponibles. En moyenne, après 5 jours de temps sec, le flux se stabilise à une valeur moyenne ce qui signifie que les sites ne peuvent plus accueillir de sédiments (exemple du 4 au 9 octobre).

D'après ces données, et en considérant que l'ensemble des épisodes pluvieux survenus dans le mois ont érodé la totalité des sédiments du réseau, il est possible d'estimer la capacité totale de stockage du réseau. Cette capacité correspond à la somme des quantités stockées à la suite d'un épisode pluvieux jusqu'au retour à l'équilibre. Du 28 au 31 octobre, la quantité stockée dans le réseau est d'environ 20 000 kg de DCO.

L'étude du taux de collecte menée mensuellement sur une période de deux ans et quatre mois (de septembre 2009 à décembre 2011) vient confirmer l'hypothèse d'une sédimentation importante dans les réseaux de la CDAPP. Effectivement, des taux de collecte particulièrement faibles pour les MES (environ 50 %) avaient été estimés alors qu'ils étaient de 66 % pour l'azote. Suite à ce constat, des visites dans les principaux réseaux en différents points ont été effectuées. Un site particulièrement critique a été identifié, il s'agit du collecteur nord avant son arrivée à la STEP. Effectivement, la pente du collecteur est faible (environ 0,07 %) et l'accumulation de sédiments est importante (de 40 à 50 cm environ) sur une longueur de près de 2 km.

Ce phénomène d'accumulation de dépôts a été étudié en détail par Ahyerre et al (2000). L'étude s'est consacrée, entre autres, à l'évaluation de la capacité de stockage d'une portion de réseau d'assainissement de 150 mètres de long et de pente moyenne de 0,04 %. Les auteurs ont observé une accumulation linéaire de 0,157 kg de DCO par jour et par mètre de réseau. Adapté aux 800 km de réseau de la zone d'étude ce chiffre est très important : 126 000 kg/j et semble largement surestimé par rapport aux observations réalisées. Cette différence s'explique très probablement par la pente relativement faible de la portion de réseau étudiée (0,04 %) par rapport à la pente moyenne des réseaux de la CDAPP (0,9 %).

Cependant un point reste à éclaircir. Par temps de pluie un apport de DCO dû aux eaux pluviales de près de 40 000 kg a été enregistré le 19 octobre. Or la capacité de stockage du réseau a été estimée à environ 20 000 kg de DCO. Par temps de pluie l'apport de DCO est essentiellement dû aux sédiments du réseau et le ruissellement contribue en moyenne pour 10 % du flux (Gasperi et al 2010). Cet écart entre la capacité de stockage théorique du réseau et le flux mesuré par temps de pluie indique que la capacité de stockage est probablement supérieure à ce qui a été estimé. Le traitement et l'analyse de données issues d'autres enregistrements est en cours et peut permettre d'approfondir ce point. L'analyse d'eaux de ruissellement serait également intéressante à effectuer afin d'évaluer les flux de polluants dans ce type d'eau.

4.4 Etude de la dynamique à l'échelle d'un événement pluvieux

La dernière partie du chapitre est consacrée à l'étude d'un événement représentatif de la zone d'étude. Cette approche s'est focalisée sur l'événement pluvieux survenu les 11 et 12 octobre 2012. L'objectif était d'étudier en détail le comportement du réseau sur une courte échelle de temps pour notamment mettre en évidence les phénomènes de first flush, de dilution et comparer ces données à celles enregistrées en période de temps sec. Pour cela, les événements doivent être examinés à une courte échelle de temps, soit au pas de temps de 5 minutes. Les données de turbidité et de conductivité ont été converties en concentration de MES, DCO et azote total en utilisant les fonctions de corrélations présentées au début de ce chapitre. Dans cette partie ce sont les concentrations en MES qui seront présentées (les concentrations en DCO suivent exactement la même évolution).

4.4.1 Période de temps sec

La Figure 62 présente l'évolution des débits, des concentrations en MES et en azote total durant la période de temps sec allant du 1^{er} au 10 octobre 2012.

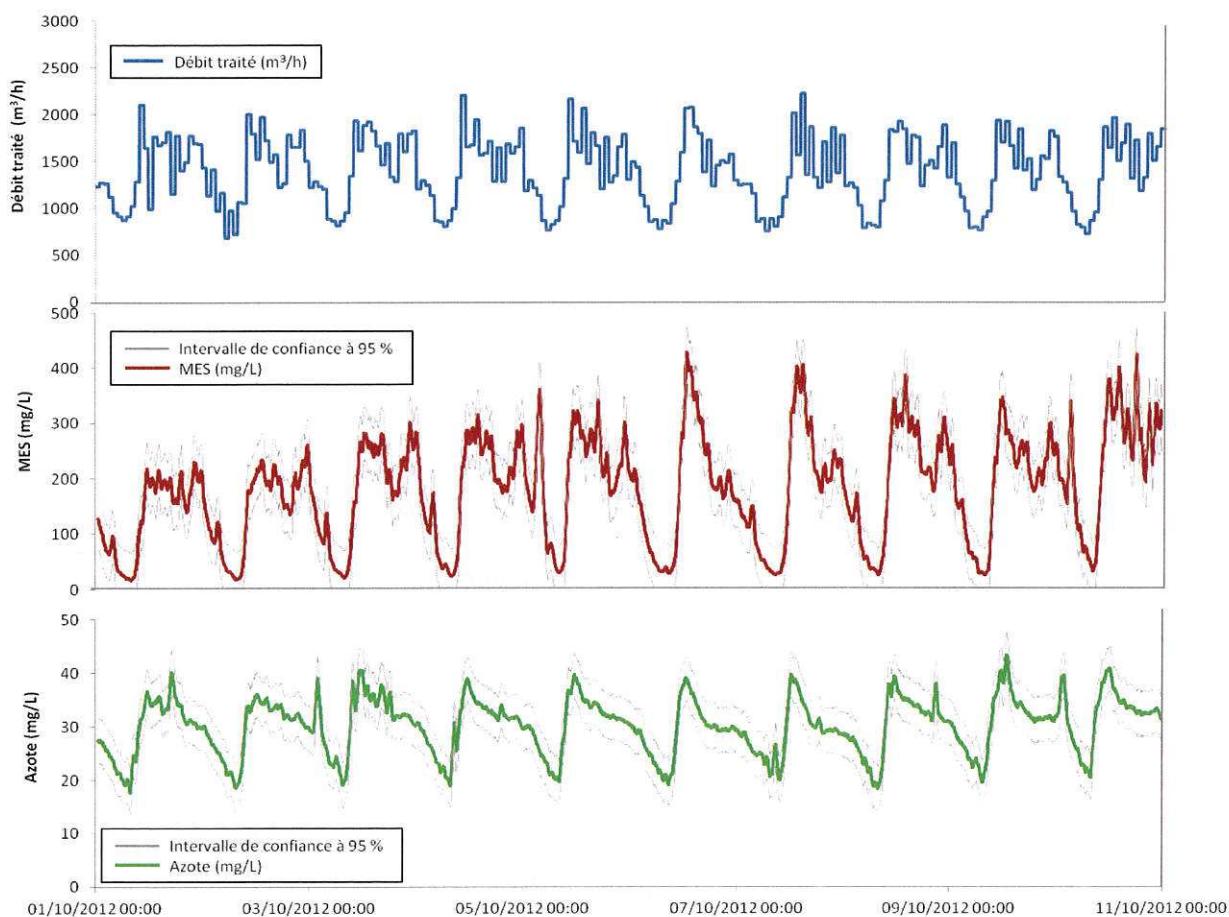


Figure 62. Période de temps sec : Débit, concentrations en MES et azote total ainsi que les intervalles de confiance à 95 % (en gris) entre le 1^{er} et le 10 octobre 2012

Par temps sec, une périodicité du débit et des concentrations est observée en fonction des activités domestiques et industrielles. Chaque jour, ce cycle est constitué d'un minimum pour le débit, les concentrations en MES et l'azote total entre 4 et 7 h du matin, les valeurs sont respectivement de 700 m³/h, 20 mg/L et 18 mg/L. Ce débit minimum correspond à la période pour laquelle les rejets d'eaux usées sont les plus faibles (nuit) ; les faibles concentrations en polluants sont alors probablement liées à l'infiltration d'eaux claires parasites associées à quelques rejets d'eaux usées. Ensuite, les valeurs augmentent pour atteindre un maximum vers 11 h. Le débit est alors égal à 2,000 m³/h, la concentration en MES à 400 mg/L et la concentration en azote total à 40 mg/L. Entre 11 h et 17 h l'ensemble des paramètres restent globalement à un niveau constant. Une baisse est observée vers 17-18 h puis une nouvelle augmentation est observée en fin de journée aux environs de 22-23 h pour finalement diminuer fortement durant la nuit jusqu'aux valeurs mesurées à 4 h.

Une évolution légèrement différente est observée durant les week-ends (6 et 7 octobre par exemple) durant lesquels un pic de concentration et de débit est observé durant la matinée suivi d'une diminution des paramètres au cours de la journée.

Le suivi en continu d'une période de temps sec permet de préciser et de confirmer les résultats présentés dans le chapitre 3, issus de prélèvements moyennés sur 4 heures.

Comme cela a été présenté dans la partie précédente, une augmentation progressive de la concentration en MES (et DCO) est observée durant les cinq premiers jours du mois d'octobre. Par la suite, les valeurs se stabilisent. Ceci est dû à l'événement pluvieux du 28 et 29 septembre et à la reformation des stocks dans le réseau. La concentration en azote quant à elle ne suit pas cette tendance et reste stable.

4.4.2 Période de temps de pluie

Suite à cette période de temps sec, une série de quatre épisodes pluvieux a eu lieu durant deux jours : le 11 et le 12 octobre 2012. Les caractéristiques de ces événements sont présentées dans le Tableau 47.

Tableau 47. Caractéristiques des 4 événements pluvieux étudiés

| Evènement | Date (Octobre 2012) | Précipitations (mm) | Durée (h) | Intensité moyenne (mm/h) | Intensité maximale (mm/h) | Période de temps sec précédente (j) |
|-----------|---------------------|---------------------|-----------|--------------------------|---------------------------|-------------------------------------|
| 1 | 11 | 1,6 | 2 | 0,8 | 0,8 | 11 |
| 2 | 11 | 6,8 | 1 | 6,8 | 6,8 | 0,42 |
| 3 | 11 | 10,7 | 7 | 1,5 | 2,6 | 0,13 |
| 4 | 12 | 9,6 | 5 | 1,9 | 5,7 | 0,1 |

Suite à la période de temps sec de 11 jours, le premier événement (1) est faible : 1,6 mm sont précipités en deux heures. Les trois autres événements surviennent après une courte période de temps sec (moins de 12h) et ont des caractéristiques très différentes. Le second événement (2) est particulièrement court et intense avec 6,8 mm précipités en une heure ce qui correspond à un événement de fréquence mensuelle sur la zone d'étude. Le troisième événement (3) a une intensité maximale faible (2,6 mm/h) mais est long (7 h) et c'est celui qui engendre la plus forte hauteur d'eau (10,7 mm). Enfin, durant le dernier

événement (4) 9,6 mm sont précipités en 5 heures avec une intensité maximale de 5,7 mm/h.

La Figure 63 présente les précipitations, les débits traités et déversés ainsi que les concentrations en MES et en azote total durant la période étudiée.

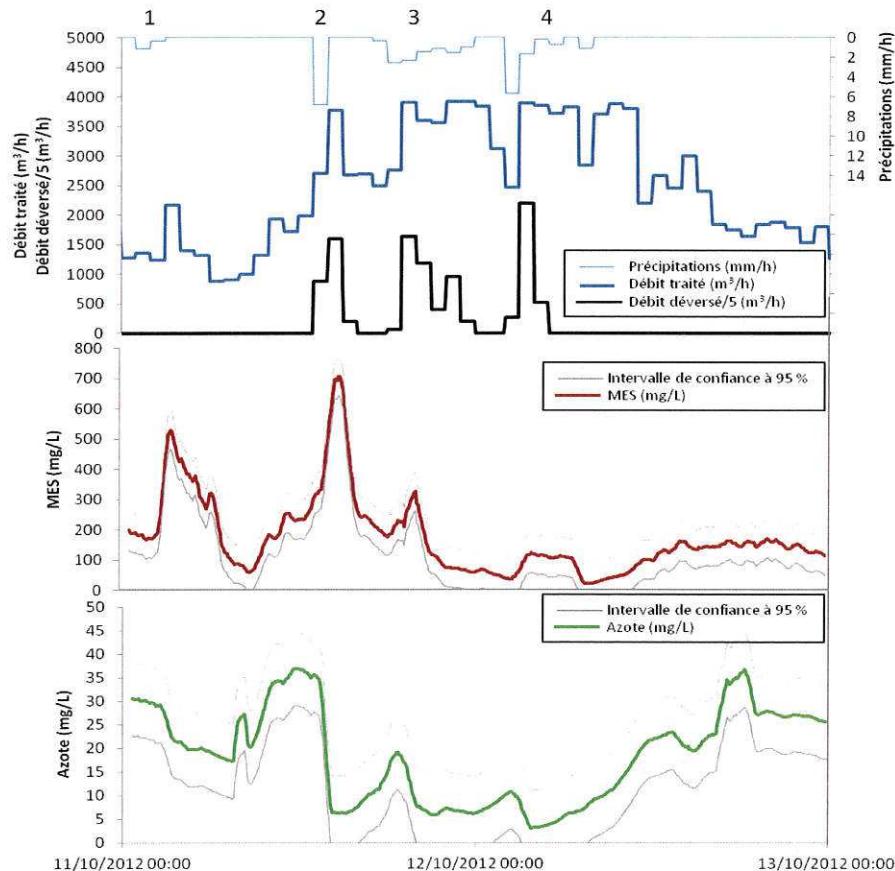


Figure 63. En haut : précipitations (mm/h) (événements numérotés de 1 à 4), débit traité et déversé. En bas : concentrations en MES et azote total ainsi que les intervalles de confiance à 95 % (en gris). Période du 11 et 12 octobre 2012.

Les événements 2, 3 et 4 engendrent des déversements importants sur le DO de la STEP, respectivement $13\ 400\ m^3$, $22\ 200\ m^3$ et $14\ 900\ m^3$. Le volume déversé est directement corrélé à la hauteur des précipitations.

Bien que le bassin versant étudié dans cette thèse soit plus grand que la majorité des autres études de la littérature, les concentrations en MES mesurées dans cette étude sont du même ordre de grandeur que ce qui a été observé par Métadier and Bertrand-Krajewski (2012) ou encore Hannouche (2012). Elles varient de 25 à 700 mg/L durant l'ensemble de la période étudiée.

Pour chaque événement, dès que le débit augmente après le début de la pluie, les concentrations en MES augmentent également. Le pic de concentration correspond au pic de débit puis ensuite les concentrations diminuent fortement. Néanmoins, les maximums de concentration en DCO sont très différents suivant les événements : de 120 à 7000 mg/L.

Malgré un apport relativement faible d'eaux pluviales et une faible augmentation de débit, le premier événement engendre une forte augmentation de MES (près de 550 mg/L) par rapport à la période précédant la pluie. Le second événement, le plus intense, engendre le pic de concentration en MES le plus élevé : 700 mg/L. Les deux événements suivants engendrent des augmentations très modérées, respectivement 320 et 120 mg/L. Après chaque pic de concentration, une diminution rapide est observée en fonction du volume d'eaux pluviales. La plus faible concentration de MES est observée après le dernier épisode pluvieux avec une concentration de 25 mg/L. Suite à ces événements, le débit diminue progressivement jusqu'à retrouver sa valeur de temps sec et dans le même temps une augmentation de la concentration en MES se produit. Néanmoins, la valeur de temps sec n'est pas retrouvée immédiatement ce qui vient confirmer l'hypothèse de la reformation des stocks de particules dans le réseau.

L'apport en MES par les eaux de ruissellement est relativement faible : de 10 à 20 % d'après Gasperi et al (2010), moins de 10 % pour Kafi-Benyahia (2006). L'érosion des particules sédimentées est la principale source de particules durant les événements pluvieux (Chebbo et al 2001 ; Gromaire et al 2001). D'après Kafi-Benyahia (2006) elle contribue pour environ 50 % de la charge polluante de l'événement. Puisque le premier événement pluvieux (1) se produit après une longue période de temps sec (11 jours), une grande quantité de polluants était probablement accumulée d'une part sur les surfaces imperméabilisées et d'autre part dans les réseaux. Ainsi, la forte concentration en MES durant cet événement est probablement due à la combinaison de ces deux sources. Cependant, il est important de noter que seulement 1,6 mm de pluie ont été précipités durant cet événement et l'augmentation de débit est faible ce qui signifie qu'une partie du stock de sédiment est facilement érodable et qu'un épisode pluvieux important n'est pas nécessaire pour créer des phénomènes d'érosion.

Ces résultats sont en accord avec l'étude menée à Paris par Ahyerre et al (2000) qui a mis en évidence que pour une portion de réseau définie, la différence de masse érodée entre deux événements identiques est due à la durée de la période de temps sec précédente. De plus, l'étude démontre que le maximum d'érosion se fait en début d'épisode pluvieux et qu'elle peut être significative avec un débit faible dans le réseau.

La courte période de temps sec entre les événements 1 et 2 (10 h) n'a pas permis la reconstitution du stock. La forte concentration lors du deuxième événement indique que des dépôts étaient encore présents et ont pu être remobilisés du fait de l'intensité importante du deuxième événement.

Pour les deux derniers événements pluvieux (3 et 4), le débit atteint globalement le même niveau que pour l'événement 2. Néanmoins, les concentrations en MES observées sont beaucoup plus faibles. La réduction des stocks de polluants disponibles par l'événement 2 est probablement la cause de ce phénomène. Cependant, une augmentation de concentration même faible est observée pour ces deux derniers événements ce qui signifie que de faibles stocks de polluants sont toujours disponibles en début d'événement.

Ces résultats sont en accord avec les observations menées par Oms et al (2003) qui montrent que les phénomènes d'érosion de particules dans les canalisations sont complexes. Les dépôts de sédiments sont constitués de différentes couches qui sont probablement de plus en plus difficilement érodables ce qui expliquerait le comportement des concentrations en MES au cours de ces événements pluvieux successifs.

Durant la période pluvieuse étudiée, trois événements (2, 3 et 4) engendrent des déversements de respectivement 13 400, 22 200 et 14 900 m³. Les flux de DCO rejetées dans le milieu récepteur (la rivière Gave de Pau) durant ces événements sont de 7 600 ; 4 000 et 1 600 kg de MES. Alors que l'événement 2 représente la plus faible quantité d'eau usée déversée (26,5 %) il représente la majorité en termes de flux de MES déversé (55 %).

D'après Bertrand-Krajewski et al (1998), il y a un phénomène de first flush si au moins 80 % de la masse totale de polluant est transportée dans les premiers 30 % du volume. D'après cette définition, il n'y a donc pas de first flush durant cet épisode pluvieux. Néanmoins, plus de la moitié de la charge polluante déversée sur la période étudiée est comprise dans le premier tiers du volume total déversé. Ce résultat vient confirmer le fait qu'un stockage des eaux déversées en début d'événement serait un outil intéressant pour réduire de manière significative les flux de MES et de DCO déversés vers le milieu récepteur. Dans l'objectif d'une gestion optimisée du système d'assainissement et pour réduire les charges rejetées au milieu naturel, la mesure en continu semble être un outil important pour le gestionnaire de l'assainissement.

La concentration en azote total varie dans une large gamme de mesure durant la période étudiée : de 3 à 36,5 mg/L. Mais comme cela a été observé à l'échelle mensuelle, à l'échelle de l'événement pluvieux sa variation est différente de celle observée pour les MES.

Une diminution de la concentration est systématiquement observée dès que le débit commence à augmenter et un minimum est rapidement atteint. En fait, il apparaît que la concentration en azote total est inversement proportionnelle au débit. Dans les eaux usées, l'azote provient essentiellement des eaux usées (de 60 à 80 %), un peu de l'érosion des sédiments (de 10 à 30 %) et faiblement du ruissellement (de 5 à 15 %) (Gasperi et al 2010). Cette différence d'origine peut s'expliquer par le fait que dans les eaux usées, l'azote est essentiellement présent sous forme dissoute (de 70 à 80 %) à l'inverse de la DCO qui est majoritairement particulaire (80 %) (Kafi et al 2008). De ce fait, l'azote total est moins sujet aux phénomènes de déposition et de remobilisation et durant les épisodes pluvieux est essentiellement soumis à des phénomènes de dilution.

Lors des trois périodes de déversements, les flux d'azote déversés sont respectivement de 180 kg, 149 kg et 64 kg. Ces flux ne sont pas corrélés aux volumes déversés du fait des phénomènes combinés de lessivage des surfaces et du réseau et des phénomènes de dilution. Pour cette période, dans le cas du stockage de 26,5 % (en début d'événement) alors 38 % de la charge totale en azote déversé serait interceptée.

4.5 Conclusion

L'utilisation des capteurs de turbidité et de conductivité pour suivre en continu la pollution particulaire (MES et DCO) et dissoute (azote total) a été mise en place dans le réseau d'assainissement à l'entrée de la station d'épuration de Lescar. L'enregistrement des données a débuté en mars 2012 et se poursuit à l'heure actuelle. Des corrélations positives entre MES/turbidité, DCO/turbidité et azote total/conductivité ont été obtenues avec des coefficients de corrélation variant de 0,85 à 0,94.

Une période de cinq mois, caractéristique de ce qui est observé sur la zone d'étude a été étudiée. Premièrement, sur cette période une étude statistique des 47 événements pluvieux survenus a été effectuée en utilisant des arbres de régression. Il apparaît que les paramètres qui influencent le plus les concentrations maximales en DCO et en MES durant un événement pluvieux sont premièrement, la durée de temps sec et deuxièmement, l'intensité moyenne de la pluie. En revanche pour expliquer le flux de DCO déversé seule la hauteur d'eau précipitée semble rentrer en compte. Sur cette même période, des courbes masse/volume ont été tracées. Elles mettent en évidence une majorité de courbes situées en zone A (first flush) pour les MES et la DCO et une majorité en zone B pour l'azote total. Ces courbes ont ensuite servi de base pour le dimensionnement d'un bassin d'orage théorique (calcul en Annexe 4). Avec un volume compris entre 20 000 et 30 000 m³, ce type d'ouvrage s'avérerait particulièrement efficace pour réduire les flux polluants rejetés vers le Gave de Pau.

Ensuite, durant cette période, le mois d'octobre caractérisé par une succession d'épisodes de pluie faisant suite à une longue période de temps sec a été étudié plus en détail. Durant celui-ci, les flux de polluants journaliers de MES, DCO et azote total ont été calculés. Ce type de présentation permet une vue synthétique de l'ensemble des données durant une période relativement longue et notamment des flux déversés vers le milieu naturel. Elle met également en évidence l'apport de polluants lors des épisodes pluvieux. Un comportement différent de la DCO et de l'azote total a été observé du fait de la répartition dissous/particulaire différente. Ce traitement des données est original et permet une approche économique et complémentaire pour l'autosurveillance de la STEP et des DO.

Enfin les données ont été utilisées pour étudier la dynamique du réseau d'assainissement à l'échelle de l'événement pluvieux. Cette partie confirme les résultats observés à l'échelle mensuelle et met en évidence l'importance du débit sur la capacité d'érosion et le rôle que joue la quantité du stock de sédiments sur la concentration en DCO et MES durant un épisode pluvieux. Comme à l'échelle mensuelle, le comportement de l'azote total est très différent de celui de la DCO et des MES. Le fait qu'il soit majoritairement présent sous forme dissoute le rend essentiellement sujet aux phénomènes de dilution par les eaux de pluie.

Même si cette mesure indirecte des polluants n'est pas encore intégrée dans les textes réglementaires, les résultats obtenus sont fiables à condition d'avoir une méthodologie rigoureuse (capteur adapté, corrélation validée et vérifiée, entretien régulier,...). **Ces capteurs apparaissent donc comme des outils précieux de gestion d'un système d'assainissement.** Ils s'avèrent particulièrement intéressants pour une meilleure compréhension de la dynamique du système et plus spécialement dans l'objectif de limiter le déversement d'eaux brutes vers le milieu naturel.

5 CONTRIBUTION DU SYSTEME D'ASSAINISSEMENT DE LA CDAPP SUR LA QUALITE DU GAVE DE PAU

L'objectif de ce dernier chapitre est de savoir si les rejets d'eaux usées de la CDAPP contribuent significativement à la pollution du milieu récepteur et plus particulièrement du Gave de Pau. Si d'autres cours d'eau de la CDAPP reçoivent également des rejets d'eaux usées, le Gave de Pau est le principal cours d'eau en termes de débit et c'est également celui qui reçoit la majorité des rejets d'eaux usées. Au cours de la thèse c'est, de ce fait, ce cours d'eau qui a été étudié.

Ce chapitre est constitué de deux parties. La première présente les résultats de cinq campagnes de mesure permettant d'évaluer la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau durant des conditions hydro-climatiques particulières. La deuxième partie est relative à l'étude d'une période de un an durant laquelle les contributions sont estimées jour par jour. Ceci a été possible grâce d'une part à l'estimation en continu des flux déversés et d'autre part grâce à l'établissement d'une corrélation entre le débit du Gave de Pau et sa concentration en MES et en DCO.

5.1 Résultats de l'étude de la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau

Dans le but d'estimer la contribution des rejets d'assainissement de la CDAPP sur la qualité de l'eau du Gave de Pau, les flux en polluants doivent être déterminés d'une part sur les eaux du Gave de Pau non influencées par les rejets de la CDAPP (amont) et sur le Gave de Pau après les rejets (aval). Les flux de polluants doivent également être déterminés dans les rejets de la CDAPP (rejets traités : sortie de la STEP et non traités : déversoirs d'orages). Les données relatives à la stratégie d'échantillonnage (sites et stratégie de prélèvement) et aux analyses sont détaillées dans le chapitre 2.

5.1.1 Présentation des campagnes de mesure

Les 12 campagnes ont été menées lors de différentes conditions météorologiques représentatives de la zone d'étude (temps sec, pluie fine, orage) et avec différents débits du Gave de Pau (période d'étiage, intermédiaire ou de crue) à partir du mois de mars jusqu'au mois de septembre 2012. Cela a permis d'estimer la contribution du réseau d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau lors de tous les scénarios envisageables. La Figure 64 récapitule les conditions lors de chaque campagne de prélèvements (pluviométrie, débit des rejets et du milieu récepteur).

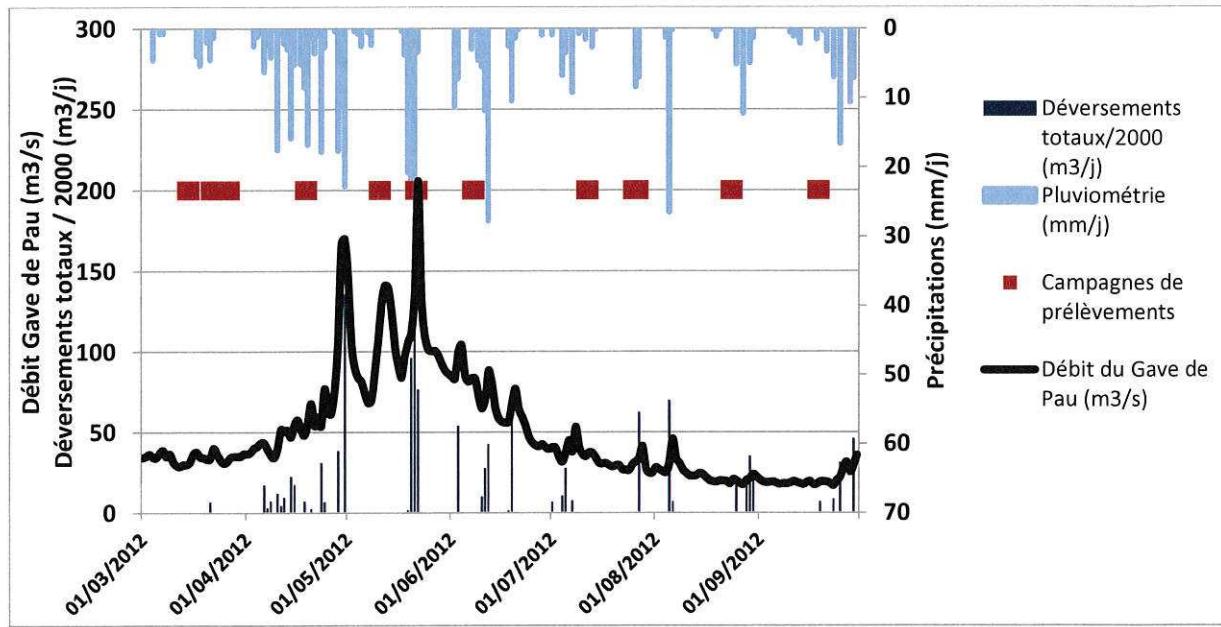


Figure 64. Evolution du débit du Gave de Pau, de la pluviométrie et des déversements durant la période d'étude sur le milieu récepteur

Durant l'année, trois situations distinctes peuvent être mises en évidence en termes de contribution des rejets d'eaux usées sur le Gave de Pau.

Par la suite, cinq campagnes de mesures et de prélèvements caractéristiques seront détaillées pour illustrer ces 3 différentes situations type pouvant être rencontrées :

- En fin de printemps, lors de la fonte active du manteau neigeux du massif pyrénéen et des périodes de temps sec, le débit du Gave de Pau a un débit important. Dans ces conditions, les seuls rejets de la CDAPP sont ceux après traitement à la STEP de Lescar. La dilution des rejets par les eaux du Gave de Pau est telle que leur contribution reste très faible, < 5 % quelque soit le polluant examiné (exemple de la campagne du 10-11 mai 2012).
- En hiver ou en début de printemps, plusieurs situations peuvent se produire. Dans la première, le Gave de Pau est en étiage en raison de l'absence de précipitations et les seuls rejets proviennent de la STEP. Dans le deuxième cas, le Gave de Pau a un débit modéré à fort en réponse à la combinaison pluie/neige ou pluie/fonte des neiges et les rejets proviennent des rejets traités et non-traités. Dans toutes ces conditions, la contribution de la CDAPP peut être faible à modérée selon l'intensité de l'étiage ou de la pluie (exemple de la campagne du 14-15 mars 2012 et du 20-21 mai 2012).
- Dans le courant de l'été et en début d'automne, une fois la fonte des neiges terminée le débit du Gave de Pau diminue pour atteindre son niveau d'étiage. Dans ces conditions, le moindre épisode pluvieux suffisamment intense et localisé sur la CDAPP peut conduire à de forts déversements susceptibles d'engendrer une augmentation importante des concentrations dans le milieu récepteur. C'est en particulier le cas lorsqu'il s'agit du premier épisode de pluie après une longue période sèche. **Il s'agit des périodes les plus critiques pour la rivière** (exemple des campagnes du 26-27 juillet 2012 et du 18-19 septembre 2012).

Afin de faciliter la lecture et la clarté de la thèse, cinq campagnes de mesures et de prélèvements caractéristiques sont détaillées le Tableau 48 présente leurs caractéristiques.

Tableau 48. Conditions météorologiques, hydrologiques, débits déversés et rapport de dilution entre la somme des rejets et le débit du Gave de Pau lors des cinq campagnes présentées

| Date (année 2012) | Précipitations (mm) | Rejets non traités (m ³) (DO) | Rejets traités (m ³) (sortie STEP) | Rapport de dilution (somme des rejets/débit du Gave) | Débit du Gave de Pau (m ³ /s) |
|----------------------------------|---------------------|---|--|--|--|
| 10 et 11 mai 14 et 15 mars | Temps sec : 0 | 0 | 44590 | 233 | 120 (haut) 30 (bas) |
| | Temps sec : 0 | 0 | 42320 | 61 | |
| 21 et 22 mai 26 et 27 juillet | Temps pluvieux 27,5 | 241920 | 95300 | 51 | 200 (haut) 33 (intermédiaire) |
| | Temps pluvieux 8,5 | 26000 | 46656 | 39 | |
| 18 et 19 septembre | Temps pluvieux 5 | 12750 | 41590 | 30 | 19 (bas) |

Dans ce qui suit, les contributions des rejets traités et des rejets non-traités de la CDAPP, sur le Gave de Pau, sont présentées sous forme d'histogrammes empilés à 100 % pour une durée de 24 heures (durée de la période de prélèvement). Le flux de polluant du Gave de Pau non influencé par la CDAPP est présenté en bleu, les flux rejetés par la STEP en vert et ceux par les déversoirs d'orage en rouge.

5.1.2 Contribution faible (< 5 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau sans déversement via les DO (10 au 11 mai 2012)

Lors de cette campagne, le Gave de Pau avait un débit élevé (120 m³/s) dû à un épisode de fonte des neiges important. Aucun déversement et aucune précipitation n'ont été enregistrés durant la période de prélèvement. Les résultats des contributions du Gave de Pau et de la STEP pour l'azote, les MES, la DCO et les métaux sont présentés dans la Figure 65.

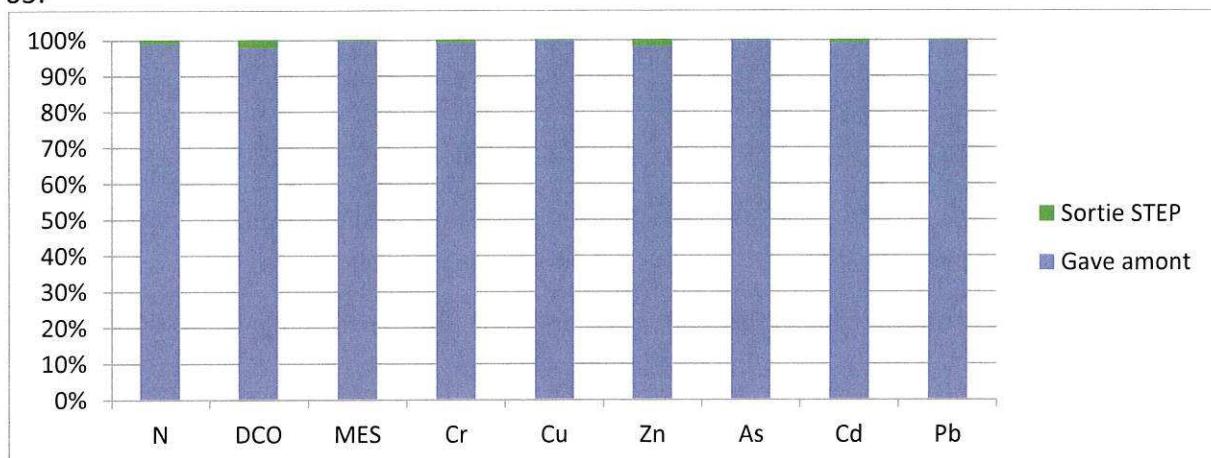


Figure 65. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP sur le Gave de Pau du 10 au 11 mai 2012

Dans des conditions de débit soutenu du Gave de Pau et de l'absence de précipitation, la contribution du rejet d'eaux traitées par la station d'épuration est systématiquement inférieure à 5 % pour tous les polluants examinés en raison du très fort pouvoir de dilution du cours d'eau. Ceci vient du fait que le rejet de la STEP est conforme aux normes de rejet et que le rapport entre le débit du Gave de Pau et le débit de sortie de la STEP est très élevé (230). Aucune différence significative dans les concentrations en polluants entre l'amont et l'aval de l'agglomération n'est observée dans ces conditions.

5.1.3 Contribution faible à modérée (5-15 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau (14 au 15 mars 2012 et 21 au 22 mai 2012)

La contribution des rejets de la CDAPP est faible à modérée pour deux types de conditions. Premièrement, le Gave de Pau est en étiage et il n'y a pas de précipitations sur l'agglomération (cas du 14-15 mars 2012) et deuxièmement, le Gave de Pau est en crue avec d'importantes pluies sur l'agglomération qui induisent de forts déversements (cas du 21-22 mai 2012). Dans ces deux cas, tout dépend du ratio entre le débit du Gave de Pau et le débit déversé. Il faut aussi souligner que tous les polluants ne montrent pas les mêmes tendances dans les deux situations.

➤ Cas du Gave de Pau en étiage et de l'absence de pluie sur l'agglomération (14-15 mars 2012)

Durant cette période le débit du Gave de Pau était relativement faible, soit $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ce qui correspond à un débit légèrement supérieur au débit d'étiage ($17 \text{ m}^3/\text{s}$). Comme dans le cas précédent, le temps sec n'engendre pas de déversements, seul le rejet d'eaux traitées par la STEP avait lieu à cette période. Les résultats sont présentés dans la Figure 66.

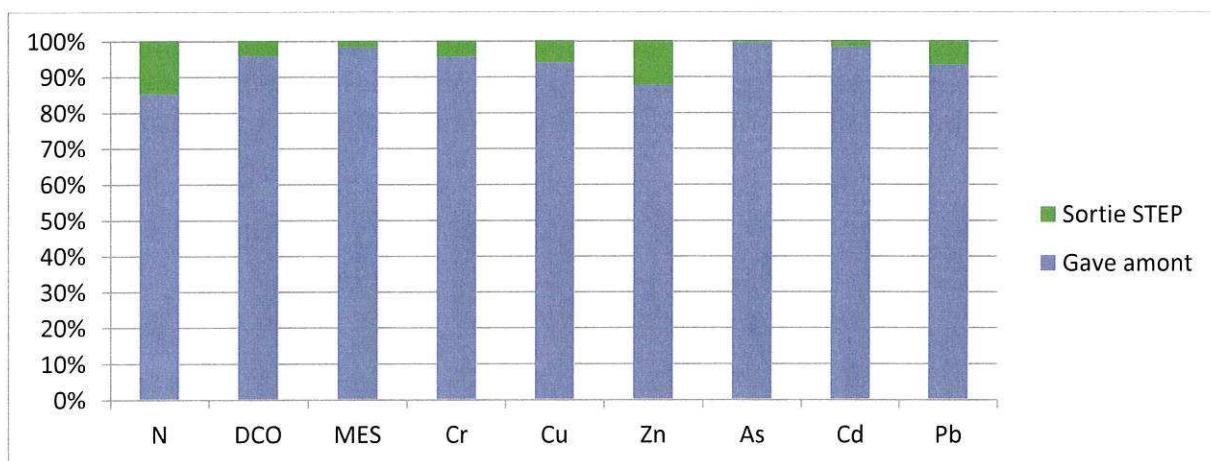


Figure 66. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP sur le Gave de Pau du 14 au 15 mars 2012

La diminution du débit dans le Gave de Pau, par rapport à la campagne présentée précédemment, entraîne une diminution de la dilution des effluents rejetés par la STEP (rapport entre débit du Gave et débit de la STEP égal à 60), de ce fait, sa contribution augmente. Elle reste cependant faible (< 10 %) pour la plupart des paramètres étudiés et est de l'ordre de 15 % pour l'azote total et le Zinc. Dans le cas de l'azote, sa présence

exclusivement sous forme dissoute pourrait être à l'origine de sa plus large contribution, la quantité de MES rejetée par la STEP étant en général faible. De la même manière, pour le zinc, une plus importante contribution sous forme dissoute (cf chapitre 3) pourrait également expliquer sa plus large contribution par rapport aux autres métaux. Pour les paramètres étudiés, la concentration en azote et en métaux du Gave de Pau à l'aval de la CDAPP reste inférieure aux NQE et la différence de concentration entre l'amont et l'aval n'est pas significative.

➤ Cas du Gave de Pau en crue et de pluies sur l'agglomération (21-22 mai 2012)

Durant cette période, le Gave de Pau était en crue avec un débit très élevé ($200 \text{ m}^3/\text{s}$) dû à la combinaison d'un épisode de fonte des neiges associé à des précipitations importantes (près de 75 mm sur 5 jours). Ces précipitations ont engendré d'importants déversements via l'ensemble des DO de la CDAPP (environ $240\,000 \text{ m}^3$). La Figure 67 présente les résultats obtenus au niveau des contributions durant cette période.

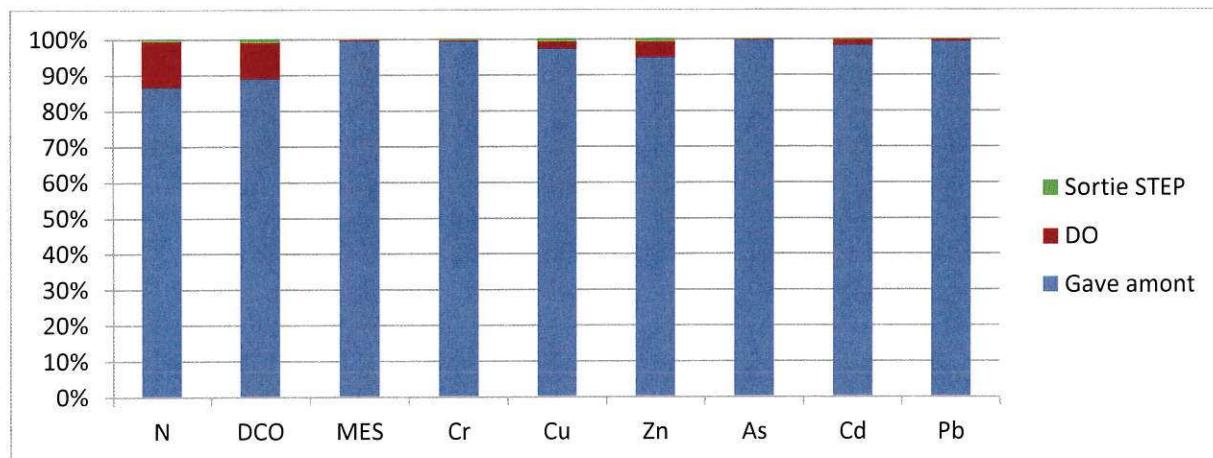


Figure 67. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP et les DO sur le Gave de Pau du 21 au 22 mai 2012

Une contribution > 10 % est observée pour l'azote et la DCO, alors qu'elle reste très faible (< 5 %) pour les MES et l'ensemble des métaux. Dans tous les cas, la contribution majeure de la CDAPP consiste dans les rejets non-traités déversés via les DO. La part de la STEP reste négligeable. La part plus importante de l'azote et de la DCO peut s'expliquer par le fait que ces deux polluants sont présents dans des concentrations très faibles dans les eaux en crue du Gave de Pau, alors qu'ils présentent des concentrations très largement supérieures dans les eaux usées brutes (facteur 10). Même avec un rapport débit du milieu récepteur/débit de l'ensemble des rejets d'environ 50, la dilution n'est pas suffisante pour limiter le rôle des rejets de la CDAPP pour ces deux paramètres.

A l'inverse, les MES véhiculées par les eaux du Gave de Pau sont caractérisées par un bruit de fond géochimique naturel en métaux ne présentant pas une différence très marquée avec les niveaux rencontrés dans les MES des eaux urbaines brutes. La forte proportion des MES apportées par la crue du Gave de Pau (environ 100 mg/L) en relation avec l'érosion des sédiments déposés dans le lit du cours d'eau ou le long de ses berges se traduit alors par une forte contribution du Gave de Pau pour les MES et métaux associés. Les analyses ne permettent pas de conclure à une augmentation significative des concentrations entre l'amont et l'aval de l'agglomération même pour l'azote, la DCO ou le Zn.

5.1.4 Contribution élevée (> 15 %) du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau (26 au 27 juillet 2012 et 18-19 septembre 2012)

Durant ces deux périodes, le débit du Gave de Pau était bas, $33 \text{ m}^3/\text{s}$ en juillet et à son niveau d'étiage $19 \text{ m}^3/\text{s}$ en septembre. Suite à des épisodes orageux qui ont engendré 8,5 mm de précipitations en deux heures en juillet et 5 mm en une heure en septembre, le déversement de $26\,000 \text{ m}^3$ et de $12\,750 \text{ m}^3$ par l'ensemble des DO a été observé. Il faut noter le rôle potentiel d'une longue période de temps sec (15 jours) précédant ces épisodes sur les flux déversés (voir chapitre 4).

La Figure 68 et la Figure 69 présentent les résultats obtenus sur les contributions dans les conditions les plus critiques pour le milieu récepteur.

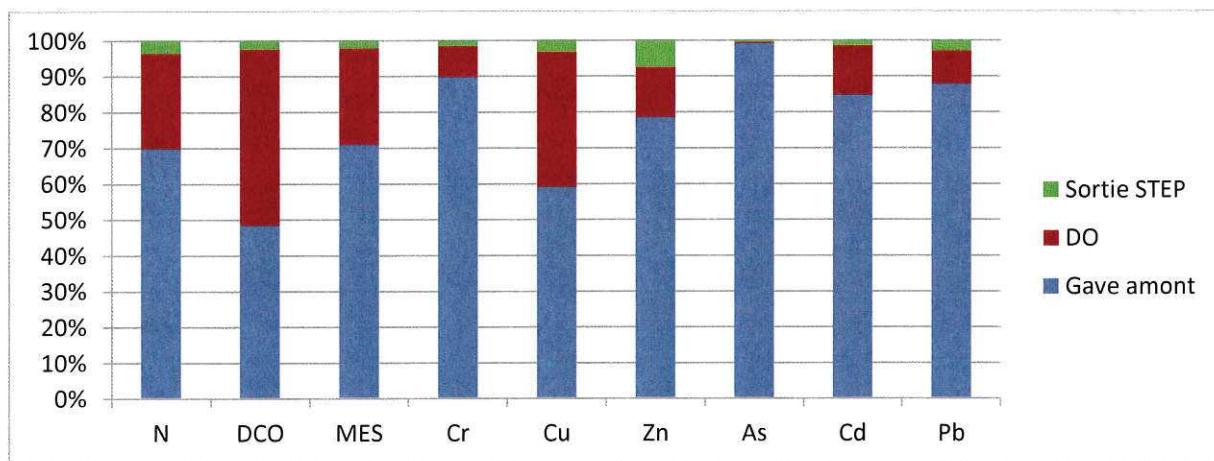


Figure 68. Contribution des flux polluants rejetés par la STEP et les DO sur le Gave de Pau du 26 au 27 juillet 2012

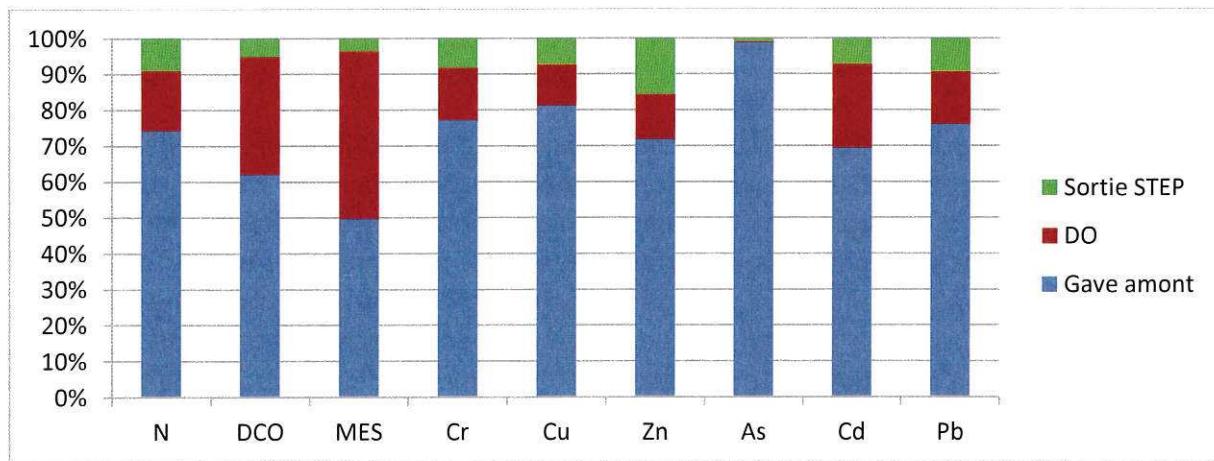


Figure 69. Contribution des flux polluants de la STEP et des DO sur le Gave de Pau du 18 au 19 septembre 2012

Les effets conjugués d'un niveau d'étiage avec d'importants déversements sous l'impulsion d'orages localisés sur l'agglomération conduisent à une contribution très significative des rejets traités et plus particulièrement des rejets non traités de la CDAPP. En juillet comme en septembre, la contribution cumulée des rejets avoisine les 25-30 % pour

l'azote, 40-50 % pour la DCO, 30-50 % les MES, 10-20 % pour le Cr, 20-40 % pour le Cu, 20-30 % pour le Zn, 15-25 % pour le Cd et < 5 % pour l'As.

Ces deux exemples mettent en évidence le problème des rejets via les DO et la STEP et l'apport important de polluants qu'ils peuvent occasionner lorsque le débit du Gave de Pau n'est pas très élevé et qu'il se produit des orages. Le rapport de dilution entre le débit du Gave de Pau et la somme des eaux usées rejetées (sortie STEP et DO) était de 40 en juillet et de 30 en septembre contre plus de 200 en période de fonte des neiges et par temps sec.

➤ Contribution à l'échelle de temps des déversements

La contribution des rejets de l'agglomération de Pau Pyrénées a été examinée jusqu'à présent à l'échelle de temps journalière. Compte tenu du fait que certains épisodes peuvent être relativement brefs, de l'ordre de quelques heures en particulier lors d'orages, les contributions à l'échelle d'évènements ont été calculées.

La Figure 70 présente les contributions des rejets de la STEP et des DO sur les flux polluants du Gave de Pau durant les trois heures qu'a duré le déversement durant la campagne du 18-19 septembre 2012.

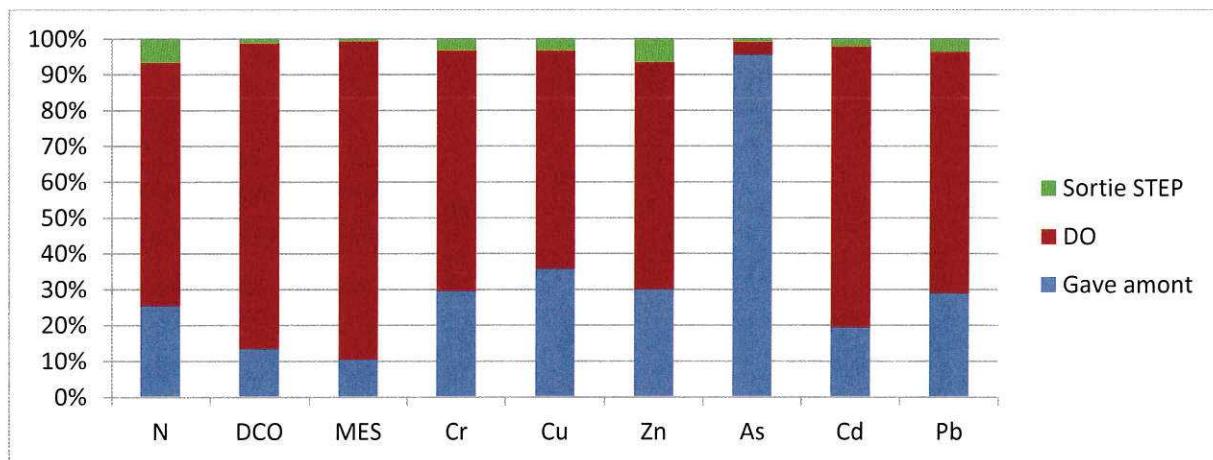


Figure 70. Contribution des flux polluants de la STEP, des DO sur le Gave de Pau durant les 3 heures du déversement (18-19 septembre 2012)

Lorsque l'on se place à l'échelle de l'évènement pour l'orage du 18-19 septembre 2012, les contributions des DO sont très largement majoritaires, > 60 % en général et même > 85 % du flux total pour les MES et la DCO. L'apport de la sortie de la STEP reste systématiquement faible (< 10 %). L'apport par les DO lors d'épisodes pluvieux brefs mais intenses, alors que le Gave de Pau est en étiage, est donc particulièrement problématique.

A l'inverse, durant la campagne du 21-22 mai 2012, les déversements ont duré 24 heures les contributions à l'échelle journalière et à l'échelle du déversement sont donc identiques. Cela montre la diversité des situations susceptibles d'être rencontrées sur la zone d'étude.

➤ Influence sur les concentrations du Gave de Pau à l'aval de l'agglomération

Lors de ces deux évènements, la concentration (mesurée par prélèvements et analyse) de tous les paramètres étudiés est plus importante dans le Gave de Pau à l'aval de l'agglomération qu'à l'amont pendant la période de déversement (Figure 71 et Figure 72). Sur ces figures chaque valeur représente un échantillon moyen intégrant une durée de 3 heures avec en noir les trois heures précédant la période de déversement, en bleu la période de déversement puis en violet les trois heures suivant le déversement. Il faut noter que la durée des déversements a été de deux ou trois heures pour les exemples présentés ci-dessous.

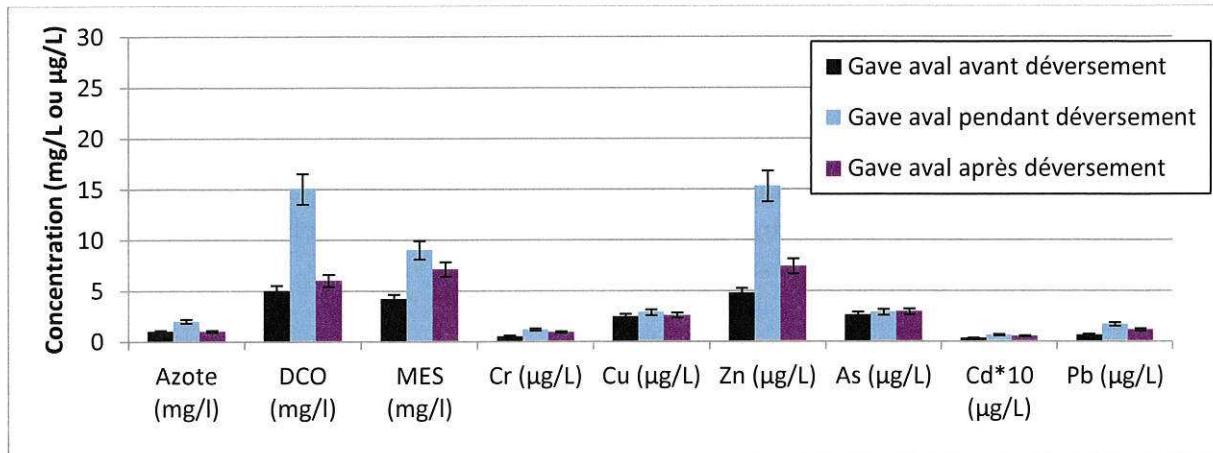


Figure 71. Evolution des concentrations mesurées dans le Gave de Pau à l'aval de la CDAPP durant la campagne du 26 et 27 juillet 2012

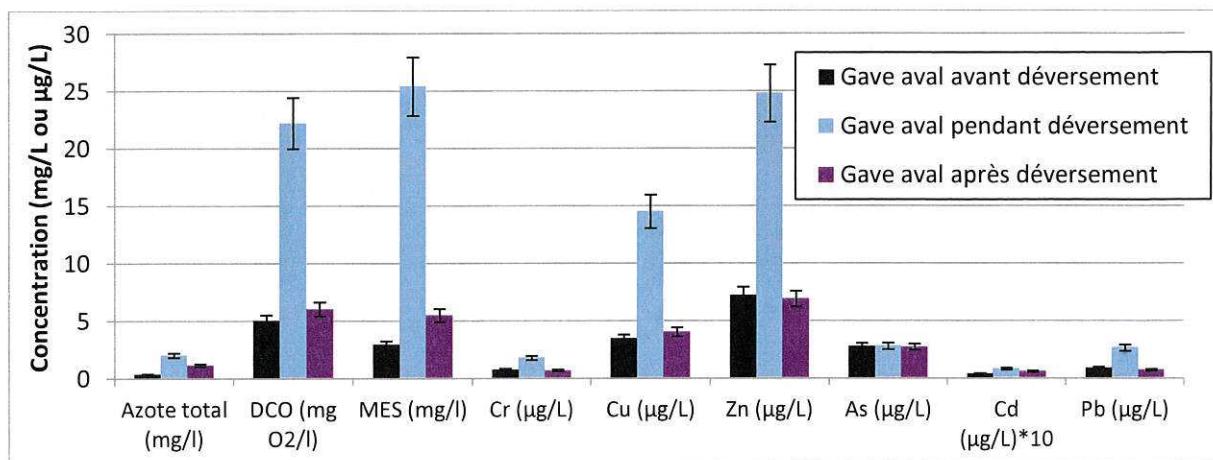


Figure 72. Evolution des concentrations mesurées dans le Gave de Pau à l'aval de la CDAPP durant la campagne du 18 et 19 septembre 2012

En juillet, l'augmentation des concentrations est particulièrement marquée pour la DCO et le zinc (facteur 3), et un peu plus faible pour le chrome, le cadmium, le plomb, l'azote et les MES (facteur 2).

En septembre, la DCO est encore largement accrue ainsi que les MES (facteur 5). Les paramètres suivants, MES, DCO, Zn, et Cu, montrent des concentrations plus importantes dans le Gave de Pau en septembre qu'en juillet pendant les déversements. Ceci est

probablement lié au plus faible débit du Gave de Pau à cette période là, 19 m³/s contre 33 m³/s en juillet.

Dans les trois heures suivant la fin des déversements, la plupart des polluants ont retrouvé leurs valeurs initiales en septembre, par contre le Cd, le Pb et le Zn restent légèrement plus élevés en juillet probablement en relation avec le surplus de MES restant pouvant provenir de la fin du panache de pollution.

➤ Comparaison avec la littérature

Si de nombreuses recherches ont été consacrées à l'étude des rejets d'assainissement et des milieux récepteurs recevant ces rejets peu d'entre elles présentent des résultats de contributions. Sur ce point, les comparaisons sont donc difficiles. Voici les conclusions de quelques unes de ces études.

Estèbe (1996) a étudié la Seine à Paris à l'aval des deux plus gros DO de l'agglomération. Entre l'amont et l'aval les concentrations en matières organiques et en métaux (Cd, Cu, Pb, Zn) augmentent de manière significative à l'aval durant les étés 1991, 1992 et 1993. Ensuite en période d'étiage et de déversement, les rejets des DO contribuent pour 26 à 42 % du Zn total et de 7 à 23 % du plomb total.

L'étude menée par Weyrauch et al (2010) sur la rivière Spree à Berlin aboutit à des résultats similaires à ceux observés sur la CDAPP. Les auteurs indiquent que les flux polluants annuels reçus par la rivière proviennent en grande majorité des rejets par les DO (95 %) (pour les polluants ayant un taux d'abattement important dans la STEP tel que l'acide nitrilotriacétique). De plus en cas de déversement, ces substances peuvent engendrer des pics de concentration dans le milieu récepteur.

Caradot et al (2011) ont suivi en continu les déversements via les DO et la qualité de la rivière Spree (Berlin, Allemagne) et donnent un exemple concret du résultat du suivi en continu. L'exemple donné est un déversement de 5900 m³ d'eaux usées et un flux de 600 kg d'O₂ pour la DCO. Suite à ce déversement, la concentration en DCO dans le cours d'eau augmente d'un facteur 1,6 (de 25 à 40 mg d'O₂/L). La concentration en oxygène dissous diminue alors d'un facteur 1,8 (de 7 à 4 mg d'O₂/L). Le rapport de dilution était de 18. Malgré un rapport de dilution faible, le facteur d'augmentation en DCO est faible par rapport à ce qui a été observé sur le Gave de Pau. Cependant la concentration en DCO relativement élevée dans le cours d'eau avant le déversement peut expliquer cette augmentation relativement faible.

Au cours de cette thèse, l'oxygène dissous n'a pas été mesuré dans le Gave de Pau. De nombreuses études se sont consacrées au suivi de ce paramètre à l'aval des DO. Even et al (2007) ont montré que 20 % de la consommation d'oxygène annuelle moyenne dans la Seine était due aux rejets via les DO. Seidl et al (1998) ont quant à eux observé de fortes diminutions de l'oxygène dissous dans la Seine suite à des déversements. Ces diminutions de concentrations en oxygène dissous dans le milieu peuvent être préjudiciables pour la vie aquatique. Il serait intéressant de suivre ce paramètre dans le Gave de Pau.

5.1.5 Comparaisons des concentrations en polluants mesurées dans le Gave de Pau avec les Normes de Qualité Environnementale (NQE)

Les concentrations en polluants mesurées lors de l'ensemble des campagnes dans le Gave de Pau à l'aval et à l'amont de la CDAPP ont été comparées aux NQE fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010 lorsque cela est possible.

Ce texte ne fait pas référence aux concentrations en DCO et en MES, ces valeurs ne peuvent donc pas être comparées. En ce qui concerne l'azote les NQE sont définies pour différents composés azotés (nitrites, nitrates et ammonium) ce qui ne permet pas une comparaison avec des concentrations en azote total.

Au niveau des concentrations en métaux, l'arrêté fixe les NQE en métaux dans la phase dissoute (en moyenne annuelle). Si l'on se réfère uniquement à cette phase, les concentrations en métaux restent dans la classe du bon état écologique même en période de déversements. Seule la concentration en cuivre dissous dépasse ponctuellement la valeur fixée par l'arrêté (1,4 µg/L). Cependant, la moyenne des analyses est inférieure à la NQE. Néanmoins durant ces périodes, l'augmentation de la concentration en métaux est significative mais est essentiellement due aux métaux rejetés et liés à des particules c'est pourquoi les figures présentent les concentrations en métal total. L'arrêté n'indiquant pas les NQE pour les métaux totaux ou particulaire il n'est donc pas possible d'effectuer des comparaisons sur ces phases.

L'objectif de cette thèse n'étant pas une étude détaillée de la qualité du Gave de Pau, les autres paramètres fixés par l'arrêté n'ont pas été analysés.

5.1.6 Comparaison avec d'autres cours d'eau du bassin Adour Garonne

Les concentrations des polluants mesurées dans le Gave de Pau ont été comparées à celles d'autres rivières et présentées dans le Tableau 49.

Tableau 49. Comparaison des concentrations du Gave de Pau à d'autres rivières (SIE 2012 ; Hydro 2012) (moyenne de 6 années) (concentrations en métal total)

| | Débit annuel moyen (m ³ /s) | pH | Conductivité (µs/cm) | MES (mg/l) | Carbone organique (mg/l) | DCO (mgO2) | Azote (mg/l) | Cd (µg/l) | Cr (µg/l) | As (µg/l) | Cu (µg/l) | Pb (µg/l) | Zn (µg/l) |
|------------------------|--|------|----------------------|------------|--------------------------|------------|--------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Gave de Pau amont Pau | 50 | 8,00 | 227,00 | 3,90 | 0,50 | 5,00 | 0,80 | 0,12 | 0,48 | 2,28 | 1,63 | 0,69 | 11,90 |
| Gave de Pau aval Pau | 51 | 8,20 | 238,00 | 11,00 | 2,10 | 10,00 | 1,90 | 0,14 | 1,19 | 2,50 | 4,49 | 1,66 | 20,62 |
| L'ariège | 40 | 8,10 | 110,00 | 9,00 | 1,70 | 19,00 | 0,50 | 1,00 | 1,50 | 2,00 | 1,50 | 1,10 | 2,50 |
| Garonne amont Toulouse | 157 | 8,20 | 240,00 | 8,00 | 1,90 | 15,00 | 0,30 | 0,10 | 1,20 | 1,00 | 1,00 | 1,00 | 6,00 |
| Garonne aval Toulouse | 157 | 8,20 | 250,00 | 14,00 | 2,25 | 12,00 | 0,30 | 0,09 | 0,50 | 1,50 | 2,00 | 2,00 | 11,00 |
| La Nive | 25 | 8,10 | 245,00 | 3,00 | 1,00 | 19,00 | 0,50 | 0,50 | 2,50 | 1,00 | 5,00 | 2,00 | 15,00 |

Les concentrations présentées sont issues de la moyenne des mesures des six dernières années. Ces valeurs sont disponibles sur le site du SIE (Système d'Information de l'Eau) et sur le site Hydro Débit. Les caractéristiques du Gave de Pau ressemblent fortement à celles de l'Ariège. Les concentrations en polluants organiques du Gave de Pau sont dans la moyenne, voire dans la partie inférieure pour les MES, la DCO et le carbone organique par rapport aux autres rivières présentées. Pour l'azote, les concentrations sont légèrement plus fortes que les autres rivières étudiées. En ce qui concerne les métaux, les concentrations en Cd sont faibles. Les concentrations en As et en Cu seraient dans la partie supérieure et la

concentration en Zn serait bien plus élevée que l’Ariège. Pour les autres métaux, le Gave de Pau se situe dans la moyenne. Globalement, les concentrations des métaux se situent dans la partie supérieure par rapport aux autres rivières présentées, à l’exception du Zn qui est plus largement représenté dans le Gave de Pau.

5.1.7 Etude des contributions des rejets en fonction des rapports de dilution

Afin d’avoir un premier aperçu des contributions des rejets sur les flux de polluants dans le Gave de Pau, le rapport de dilution entre le débit du Gave de Pau et la somme des rejets de la CDAPP (DO + STEP) semble être un bon indicateur. Dans la littérature, des études telles que Le Goas et al (2010) l’utilisent également. La Figure 73 présente les contributions des rejets (en %) en fonction des rapports de dilution.

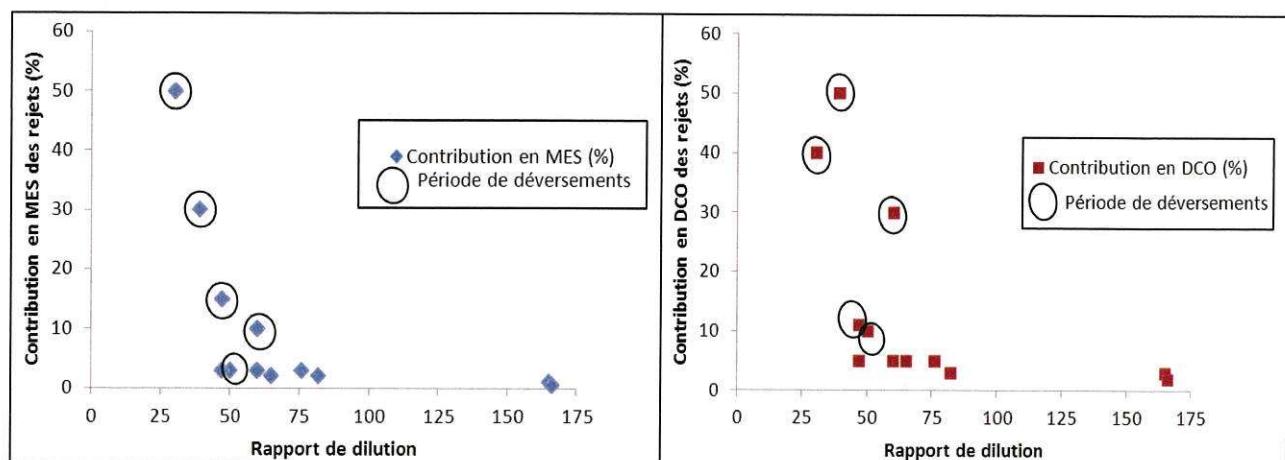


Figure 73. Contribution des rejets en fonction des rapports de dilution pour les MES (à gauche) et la DCO (à droite) pour les 12 campagnes de mesures

La figure ci-dessus présentant la contribution des rejets par rapport au rapport de dilution met en évidence une relation entre ces deux paramètres. En cas de déversement d’eaux usées brutes, un rapport de 50 n’est pas toujours suffisant pour assurer une bonne dilution. Effectivement, si le flux polluant déversé est important par rapport à celui du milieu récepteur, une contribution de l’ordre de 30 % peut être observée. En revanche ce rapport de dilution est suffisant s’il n’y a pas de rejet d’eaux usées brutes. Des contributions particulièrement importantes, de l’ordre de 50 % sont observées lorsque les rapports de dilution diminuent (de l’ordre de 25).

5.2 Evaluation de la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau durant une année

Dans cette partie, l'objectif est d'avoir une estimation journalière des contributions des rejets sur le Gave de Pau durant une durée de un an. La période d'étude commence le 1^{er} mars 2012 et se termine le 28 février 2013 (il s'agit de l'année qui a été détaillée d'un point de vue hydraulique dans le chapitre 3). Durant cette période, le nombre de jours de déversements a été relativement important avec 96 épisodes recensés (dans cette partie, toutes les données sont traitées à l'échelle de la journée puisque le débit du Gave est disponible à cette échelle de temps). La partie précédente a démontré que les déversements de la CDAPP via les DO dans le Gave de Pau peuvent très largement contribuer à la charge polluante du milieu récepteur en particulier lorsque le débit du Gave de Pau est relativement faible (étiage hivernal ou estival) et que des épisodes de pluies plus ou moins intenses se produisent sur l'agglomération (orages, première pluie après longue période de temps sec).

Durant une période aussi longue, un suivi journalier des rejets et du Gave de Pau via des prélèvements d'eau suivi d'analyses en laboratoire n'est pas envisageable pour des raisons de logistique et de coût.

Afin d'évaluer la contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau deux approches ont été mises en place. Premièrement, il a été démontré que le rapport de dilution entre le débit des rejets et le débit du Gave de Pau pouvait être un bon indicateur de contribution. Il sera donc étudié pour chaque jour de déversement durant l'année.

Deuxièmement, le chapitre précédent a démontré que la mesure en continu de la turbidité dans le réseau permettait d'évaluer les flux de MES et de DCO rejetés vers le milieu récepteur par le plus important DO de la CDAPP. Le suivi en continu des MES est d'autant plus intéressant puisqu'il a été mis en évidence dans le chapitre 3 que de nombreux contaminants leur sont associés. Les résultats de cette mesure seront donc utilisés sur la période étudiée afin d'évaluer la contribution des rejets sur les flux de polluants du Gave de Pau.

5.2.1 Présentation de la période étudiée

La période étudiée correspond à la période durant laquelle la mesure en continu était en place. Elle démarre au mois de mars 2012 pour finir au mois de février 2013. La Figure 74 présente la variabilité du débit du Gave de Pau, des déversements, ainsi que l'intensité des précipitations et les périodes de prélèvement durant cette période.

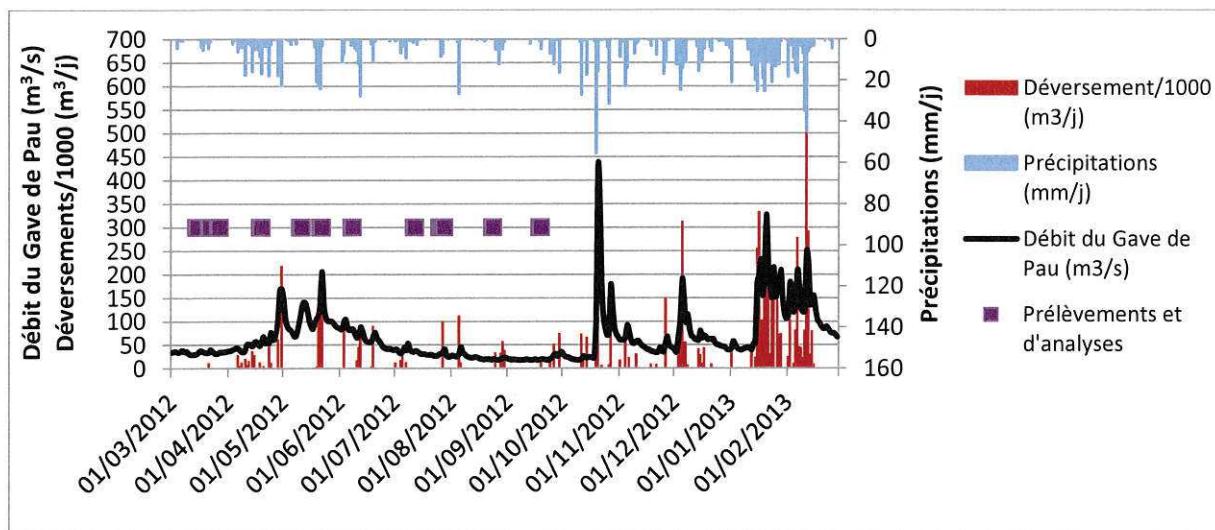


Figure 74. Caractéristiques de la période étudiée : précipitations, campagnes de prélèvements, débit du Gave de Pau et déversement via les DO

Cette année a été relativement pluvieuse avec 1 288 mm précipités en 191 jours ce qui est légèrement supérieur à la moyenne annuelle (1100 mm/an).

Ces précipitations ont engendré des débits particulièrement élevés dans le Gave de Pau. Le débit maximal estimé est de 440 m³/s ce qui correspond à une crue de fréquence de retour supérieure à une crue biennale. Des débits supérieurs à 200 m³/s ont été estimés à cinq reprises. Durant cette période, le débit moyen est de 65 m³/s et le débit minimal est de 17 m³/s.

Ces précipitations ont également engendré plusieurs périodes de déversements via les DO de la CDAPP. Au total, 96 jours de déversements ont été enregistrés sur les plus importants DO. Un volume total de 7 800 000 m³ a été déversé par l'ensemble des DO dans le Gave de Pau.

5.2.2 Evolution journalière du rapport débit du Gave de Pau/débits déversés

D'après l'étude des 12 campagnes présentées précédemment, il apparaît que le rapport entre le débit du Gave de Pau et la somme des débits déversés permet en première approximation d'évaluer l'importance de la contribution des rejets. Pour la période étudiée, le nombre de jours de déversement en fonction du débit du Gave de Pau ainsi que la gamme du rapport débit du Gave de Pau/débit des rejets est présenté dans le Tableau 50.

Tableau 50. Classification des jours de déversements en fonction du débit du Gave de Pau et du rapport de dilution (débit Gave/ (débit DO + débit STEP))

| Débit du Gave de Pau (m ³ /s) | Nombre de jours durant l'année | Nombre de jours de déversement | Rapport de dilution (min-max) |
|--|--------------------------------|--------------------------------|-------------------------------|
| > 50 | 169 (46 %) | 68 | 38 - 234 |
| 25 << 50 | 131 (36 %) | 19 | 15 - 66 |
| < 25 | 65 (18 %) | 9 | 13 - 33 |

La période particulièrement critique pour le milieu récepteur, soit la période d'étiage ($< 25 \text{ m}^3/\text{s}$) qui a duré de mi aout à mi octobre, a fait l'objet de 9 déversements. Au cours de cette période, les rapports de dilution sont faibles (de 13 à 33) et ne permettent pas une bonne dilution des effluents déversés.

La majorité des déversements (70 %) se sont produits pendant des périodes de débits soutenus avec des rapports de dilution relativement importants. Durant cette période, une contribution de l'agglomération sera observée seulement si les flux polluants rejetés sont extrêmement importants (cf partie précédente).

Enfin, 20 % des déversements ont eu lieu pendant des débits intermédiaires du Gave de Pau, les rapports de dilution sont variables : de 15 à 66. L'influence des déversements durant cette période dépend fortement du rapport de dilution entre le débit du milieu récepteur et des rejets.

Par temps sec, lorsque seuls les rejets de sortie de STEP se jettent dans le milieu récepteur, les facteurs de dilution vont de 32 à 377.

Afin d'avoir une vue globale plus précise des périodes critiques pour le milieu récepteur durant l'ensemble de l'année étudiée, le Tableau 51 présente le nombre de jours de déversements en fonction du rapport de dilution.

Tableau 51. Répartition des jours de déversements en fonction du rapport de dilution

| Rapport de dilution (Débit du Gave de Pau / somme des rejets) | Nombre de jours de déversements |
|--|---------------------------------|
| ≤ 50 | 42 |
| $100 < < 50$ | 42 |
| ≥ 100 | 12 |

Il apparaît que 42 déversements se sont déroulés alors que le rapport de dilution était ≤ 50 . D'après la Figure 73, la contribution des déversements peut être importante lorsque le rapport de dilution est inférieur à cette valeur. Parmi ces 42 déversements, 12 avaient des rapports inférieurs à 25 dont 4 jours inférieurs à 20.

Ensuite, 42 déversements se sont produits lorsque le rapport de dilution est compris entre 50 et 100. Pour ces déversements, seules des situations exceptionnelles, peuvent se traduire par une contribution des rejets significative.

Enfin 12 jours de déversements ont un rapport de dilution supérieur à 100. Au dessus de cette valeur une contribution significative a peu de chance d'être mise en évidence du fait de la très forte dilution des rejets.

Durant l'année étudiée, 42 jours de déversements sont donc susceptibles d'engendrer une contribution significative sur le Gave de Pau. Ces résultats fournissent une première estimation intéressante ; néanmoins, ils ne tiennent pas compte des flux de pollution déversés et des flux naturellement présents dans le Gave de Pau. La partie suivante sera consacrée à l'étude de cette donnée afin d'avoir une compréhension la plus précise possible de ce phénomène.

5.2.3 Utilisation de la mesure en continu de turbidité pour l'évaluation de la contribution de la CDAPP en MES et DCO sur le Gave de Pau

Si les rejets des DO sont connus en permanence grâce à la mesure de turbidité, afin d'évaluer la contribution des déversements dans le Gave de Pau, il est également nécessaire de disposer de la charge polluante du Gave de Pau. Durant cette période, les flux rejetés par la sortie de la STEP ont été mesurés par le gestionnaire de celle-ci dans le cadre de l'autosurveilance.

Le débit du Gave de Pau pouvant être estimé au niveau de la zone d'étude, une relation empirique entre son débit journalier et sa concentration en MES et DCO a été établie. A partir de ces relations empiriques il est possible d'évaluer la concentration moyenne journalière du Gave de Pau en MES et DCO et ainsi d'estimer la contribution des déversements de la CDAPP pour chaque épisode pluvieux.

Cette approche a été appliquée sur un cycle hydrologique annuel avec pour objectif d'estimer la contribution journalière des rejets d'eaux usées de la CDAPP sur le Gave de Pau grâce au suivi en continu des rejets via la turbidité.

➤ Relation empirique débit/MES et DCO dans le gave de Pau

Afin d'établir une relation entre le débit du Gave de Pau et sa concentration en MES, 96 échantillons prélevés au niveau de la zone d'étude lors de différentes situations hydrologiques ont été regroupés. Il s'agit des mesures effectuées lors des campagnes de prélèvements et de résultats obtenus par Bareille (2008).

La Figure 75 présente la relation obtenue au niveau de la zone d'étude entre le débit du Gave de Pau et sa concentration en MES.

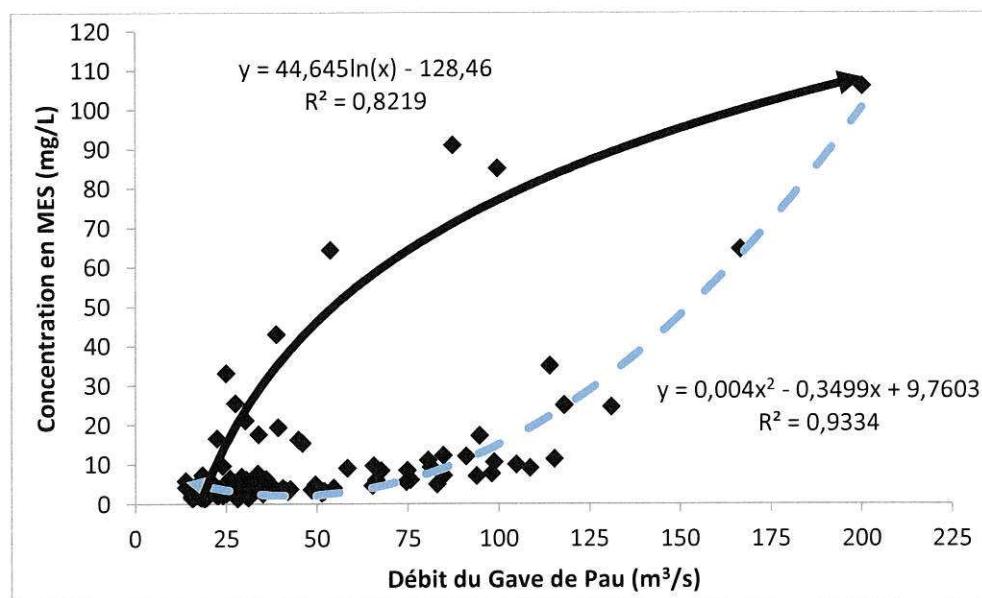


Figure 75. Relation entre le débit du Gave de Pau et la concentration en MES au niveau de la CDAPP

Une relation de type hystérésis est obtenue, ce type de relation entre débit et concentration en MES a déjà été mis en évidence en rivière dans la littérature par plusieurs auteurs comme par exemple Point et al (2007) et Eder et al (2010). Deux relations ont été définies, une de type logarithmique (trait plein noir) durant les périodes de montée de crue et une courbe de type polynomiale durant les périodes de décrue (trait pointillé bleu).

En ce qui concerne la concentration en DCO dans le Gave de Pau à l'amont de la CDAPP celle-ci varie beaucoup moins que les MES. Suite aux 12 campagnes de prélèvement et d'analyse menées sur ce point, une tendance a pu être mise en évidence. Lorsque le Gave de Pau n'est pas en crue (débit < 50 m³/s), la DCO est souvent inférieure à la limite de détection de la mesure (10 mg d'O₂/L). Une concentration légèrement plus élevée est observée (15 mg d'O₂/L) lorsque le Gave de Pau est en crue (entre 50 et 150 m³/s). Enfin, lors de crues très importantes (> 150 m³/s) la DCO augmente encore (25 mg d'O₂/L). Dans la suite de la thèse, afin d'estimer la contribution des rejets de la CDAPP sur les flux de DCO du Gave de Pau, les concentrations de DCO présentées ci-dessus seront appliquées pour chaque classe de débit du milieu récepteur.

La mesure en continu des débits déversés via les DO et la mesure en continu de la concentration de ces déversements via la turbidité permet une estimation continue des flux rejetés dans le Gave de Pau. A l'aide des relations présentées ci-dessus et la connaissance en continu du débit du Gave de Pau au niveau de la zone d'étude, il est possible d'avoir une estimation permanente, jour par jour de la contribution du système d'assainissement sur le Gave de Pau. En utilisant l'ensemble de ces données, il a été possible d'évaluer la contribution en MES et en DCO des rejets des DO de la CDAPP sur le Gave de Pau sur l'ensemble de l'année étudiée.

➤ Résultats

Les résultats des contributions en MES sont présentés dans la Figure 76 et dans la Figure 77 pour la DCO. Les rejets de la STEP sont présentés en vert, ceux des DO en rouge et du Gave amont en bleu.

Remarque : le mois d'octobre 2012 qui a été présenté dans le chapitre 4 et au cours duquel les flux journaliers de DCO ont été calculés s'étend de l'événement 41 à l'événement 48 symbolisés par des ronds rouges.

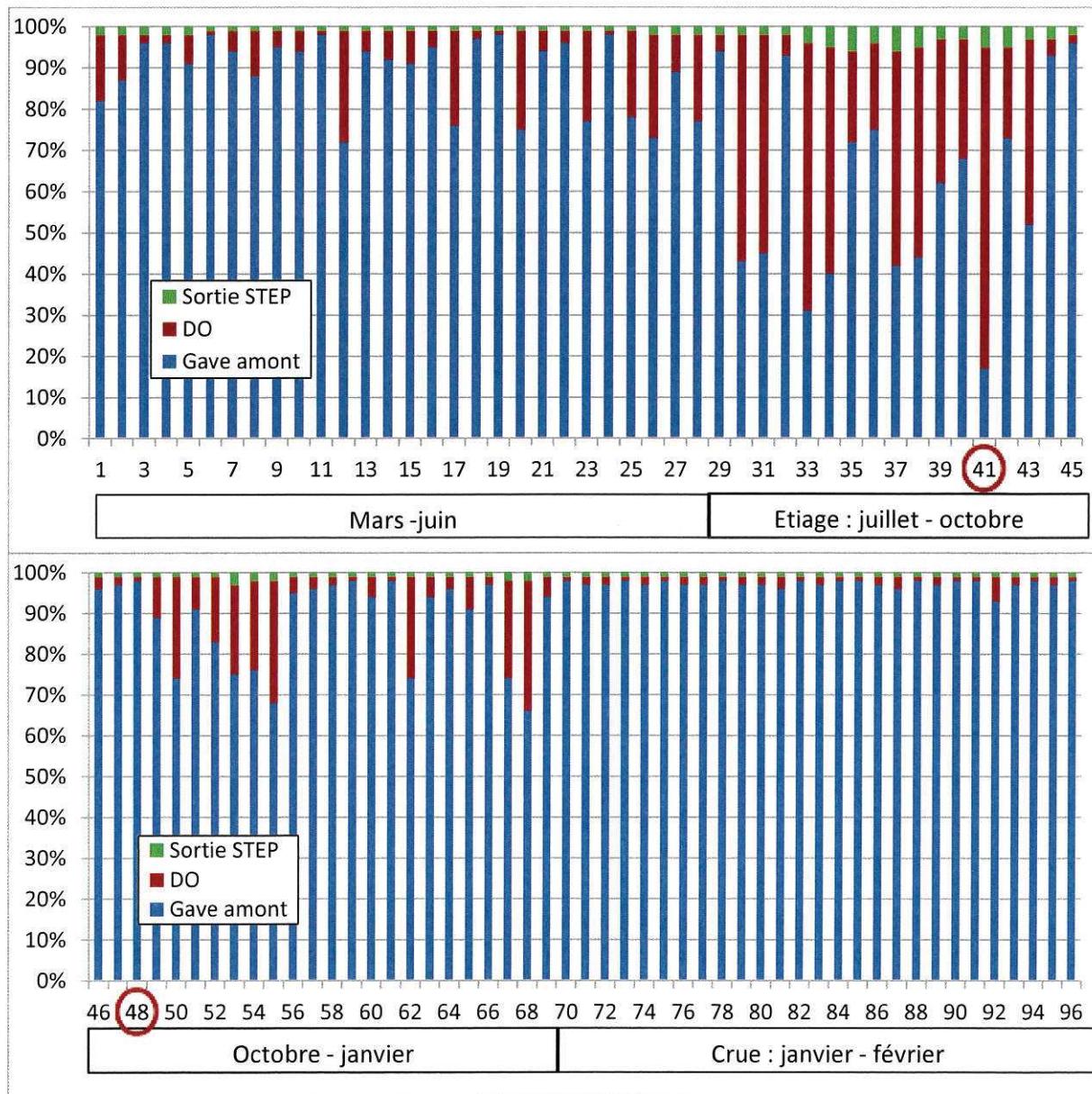


Figure 76. Contribution en MES de la STEP et des DO sur le Gave de Pau pour chaque jour de déversement de l'année étudiée

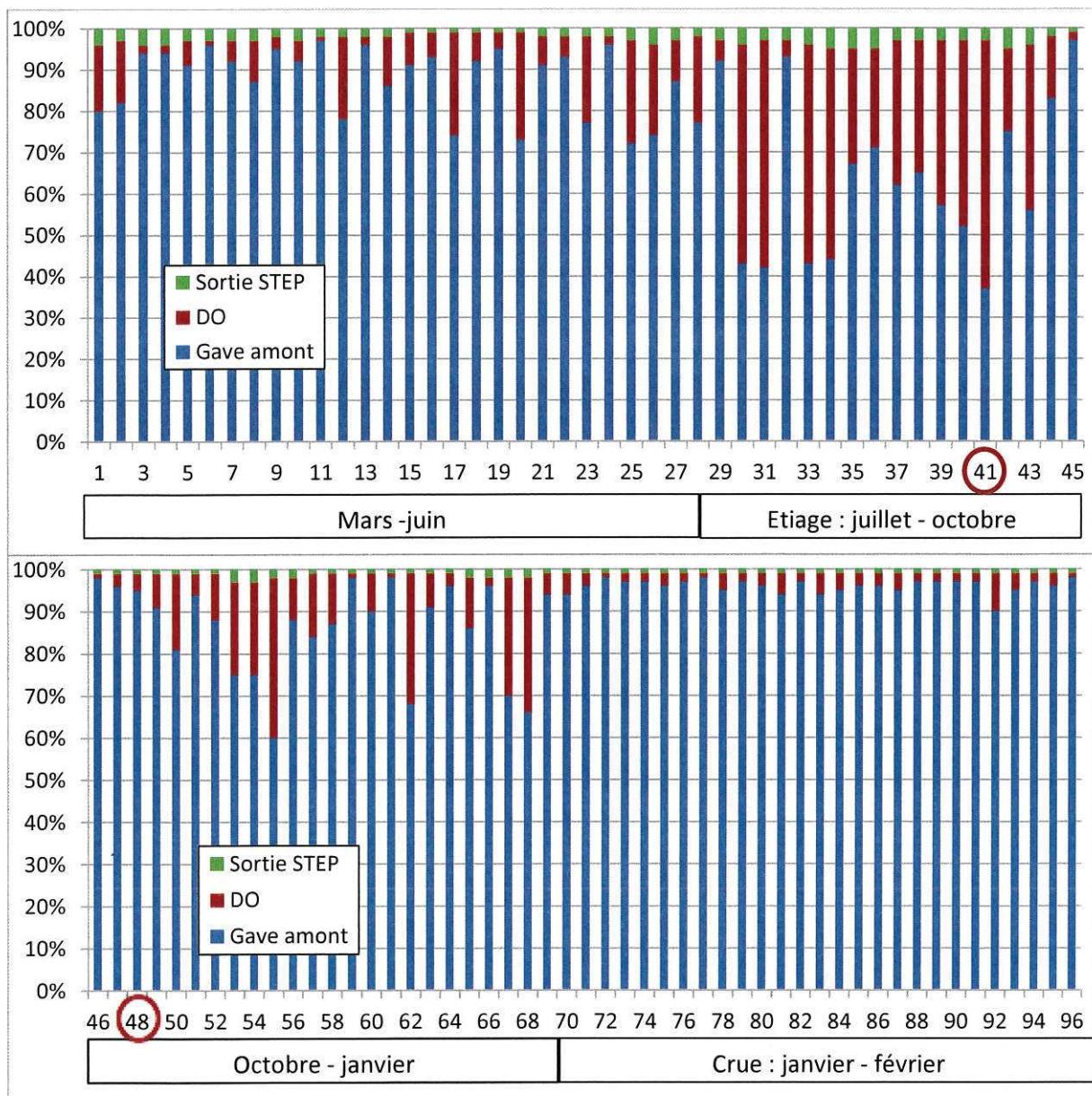


Figure 77. Contribution en DCO de la STEP et des DO sur le Gave de Pau pour chaque jour de déversement de l'année étudiée

Dans les figures ci-dessus, les déversements sont numérotés de 1 à 96. Le premier déversement correspond au déversement du 21 mars 2012, premier déversement de la période étudiée. Et le dernier correspond à celui du 15 février 2013.

Pour les MES et la DCO, l'évolution des contributions est similaire au cours de l'année. Durant le début de la période étudiée, du déversement n°1 au déversement n°29 (mars-juin), les contributions sont variables en fonction des caractéristiques des rejets et du milieu récepteur. Cependant, elle ne dépasse jamais 30 %.

Ensuite, du déversement n°30 au déversement n°43 (Etiage : juillet-octobre), une série avec une contribution en MES et DCO particulièrement importante est observée. Les contributions dépassent parfois les 50 %. Elle correspond à la période allant de la fin du mois de juillet jusqu'à la mi-octobre, période d'étiage dans le cours d'eau ce qui ne permet pas une dilution suffisante des effluents. Des contributions journalières particulièrement fortes

peuvent alors être observées. La contribution maximale durant l'étude était de pratiquement 80 % pour les MES et de 60 % pour la DCO le 11 octobre 2012 (épisode étudié en détail lors du chapitre 4).

Du déversement n°43 au déversement n°68 (12 janvier 2013) (octobre-janvier), les contributions sont plus faibles et dépassent rarement les 30 %. La situation est similaire à celle observée en début d'année.

Enfin, du déversement n°68 jusqu'à la fin du mois de février 2013 (crues : janvier-février), les contributions sont très faibles (systématiquement inférieures à 10 % et minimum de 1 %) dû à des débits très importants sur le milieu récepteur (174 m³/s en moyenne sur cette dernière période). Les déversements bien que très importants en terme de volume (144 000 m³/j en moyenne) ne représentent pas des flux de polluants importants (du fait du rinçage du réseau d'assainissement par la succession d'abondantes précipitations) ce qui explique ces très faibles contributions.

Le rejet de la STEP contribue peu au cours de l'année au flux de MES et de DCO dans le Gave de Pau. Sa contribution est négligeable lorsque le débit du cours d'eau est important. Elle peut être comprise entre 5 et 10 % en cas d'étiage.

La Figure 78 synthétise le nombre de jours de déversement pour chaque classe de contribution en MES et en DCO.

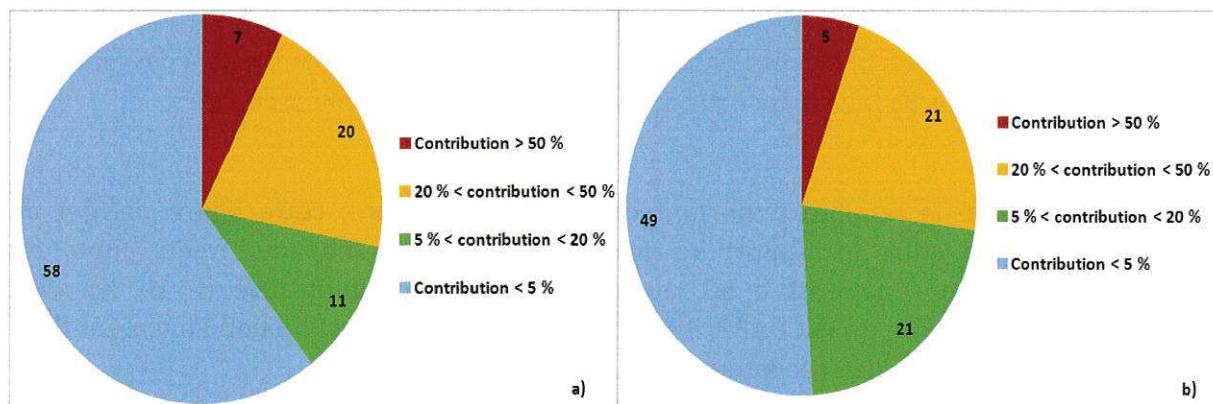


Figure 78. Nombre de jours de déversements pour chaque classe de contribution des rejets de la CDAPP sur le Gave de Pau. a) contribution en MES. b) contribution en DCO

Le nombre total de jours de déversements ayant des contributions importantes (entre 20 et 50 % et supérieures à 50 %) sont quasiment identiques pour les MES et la DCO (respectivement 27 et 26 jours).

Le nombre de jours de contributions faibles (inférieures à 20 %) est également quasiment identique (69 jours pour les MES et 70 jours pour la DCO). Cependant, 58 jours de contributions très faibles (inférieures à 5 %) sont observés pour les MES et 49 pour la DCO. Ceci est dû à la présence naturelle importante de MES dans le Gave de Pau en période de crue qui rend les contributions des rejets particulièrement faibles. L'apport naturel de DCO par le Gave de Pau en période de crue étant plus faible, l'impact des rejets est davantage visible.

Il est intéressant de noter que les résultats obtenus grâce aux mesures de flux en continu donnent des résultats similaires au Tableau 50 dans lequel est répertorié le nombre

de jours de déversements en fonction du débit du Gave de Pau. Il apparaît que sans prendre en compte la notion de flux, le nombre de déversements qui s'est produit lorsque le débit du Gave de Pau était inférieur à 25 m³/s correspond pratiquement au nombre de déversements avec une contribution supérieure à 50 %.

La Figure 79 présente la contribution des rejets de MES et DCO en fonction du rapport de dilution pour les 96 jours de déversements étudiés.

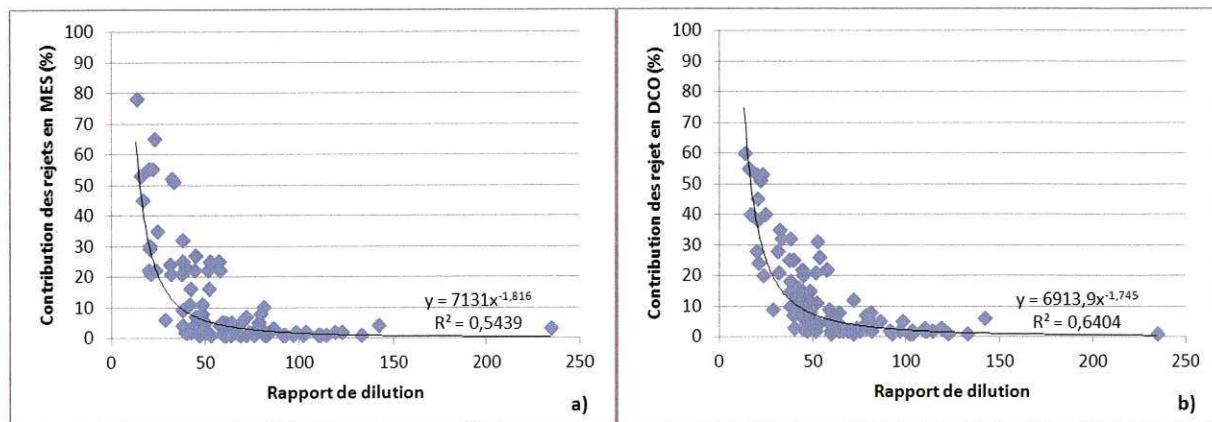


Figure 79. a) Relation entre le rapport de dilution et la contribution des rejets en flux de MES sur le Gave de Pau. b) Relation entre le rapport de dilution et la contribution des rejets en flux de DCO sur le Gave de Pau. Pour les 96 déversements étudiés.

Etant donné le nombre important de points de mesure, cette figure permet de préciser la relation entre le rapport de dilution et la contribution des rejets. Pour des rapports de dilution supérieurs à 60, aucune contribution significative (> 10 %) n'est observée. Sur le territoire de la CDAPP, il semble que cette valeur est un bon indicateur de la capacité de dilution du milieu récepteur.

Pour des valeurs de rapport de dilution comprise entre 60 et 30, les contributions oscillent entre 20 et 50 %. Enfin, si le rapport de dilution est inférieur à 30 des contributions importantes (supérieure à 50 %) peuvent être observées. Le rapport de dilution minimal observé est de 13, c'est pour cette période que la contribution maximale est observée (80 %). Ces résultats viennent confirmer ce qui avait été mis en évidence dans la Figure 73 pour les mesures faites par prélèvements puis analyse.

Le Goas et al (2010) ont étudié les rapports de dilution nécessaires entre la somme des rejets et le débit du milieu récepteur pour l'atteinte des NQE pour le cadmium. Ce travail a été effectué pour différentes STEP et différents milieux récepteurs sur l'agglomération de Dijon. Il apparaît qu'un rapport de dilution de 34 à 88 est nécessaire en fonction des caractéristiques des différents paramètres (flux rejetés et flux du milieu récepteur). Les ordres de grandeurs obtenus par Le Goas et al (2010) pour le cadmium sont donc similaires à ce qui est observé sur la CDAPP pour les MES et la DCO.

5.2.4 Hypothèse de l'utilisation d'un bassin d'orage

Dans l'Annexe 4, en utilisant les courbes masse/volume tracées pour des déversements à l'aide de la mesure de turbidité et de conductivité un travail de dimensionnement théorique d'un bassin d'orage a été effectué. Cette partie avait conclu qu'un bassin de 20 000 à 30 000 m³ situé sur le plus gros DO de la zone d'étude (entrée de la STEP de Lescar) permettrait une réduction significative de la pollution déversée au milieu receiteur. Dans cette partie, l'objectif est d'évaluer l'apport d'un bassin de 25 000 m³ en termes de réduction des flux rejetés durant cette année.

Les 9 événements survenus lorsque le débit du Gave de Pau était inférieur à 25 m³/s (et les 5 ayant une contribution supérieure à 50 % pour la DCO), présentent des volumes déversés relativement faibles. Effectivement sur le DO de la STEP, ils s'échelonnent de 5 000 à 35 000 m³ et le volume déversé est supérieur à 25 000 m³ pour seulement 3 événements. Le tracé des courbes masse/volume pour ces 3 événements met en évidence qu'ils sont situés en zone A (2) ou B (1). L'interception de la première partie du volume déversé permettrait d'intercepter de 70 à 85 % de la charge en MES et DCO rejetée par ces événements.

En conclusion lorsque le débit du milieu receuteur est faible (période estivale) et donc sensible aux rejets d'eaux usées, les volumes déversés sont la plupart du temps relativement faibles car dû à des précipitations de type orageuse, courtes et intenses. La construction d'un ouvrage de stockage de 25 000 m³ interceptant le premier flot déversé permettrait une réduction significative des flux polluants déversés par le DO situé à l'entrée de la STEP. Cette réduction va de 100 % (cas où l'ensemble est stocké) à 70 %. Le volume déversé par ce DO représente environ 40 % du volume déversé dans le Gave de Pau la mise en place de cet ouvrage de stockage permettrait durant cette période une réduction des flux déversés par l'ensemble des DO d'environ 30 à 40 %.

Pour les 13 déversements très importants (supérieur à 100 000 m³) survenus dans l'année, la réduction des flux déversés est plus faible (de l'ordre de 10 %) cependant, en termes de contribution ce ne sont pas ces déversements qui sont les plus importants.

5.3 Conclusion

L'étude de l'apport en polluants du système d'assainissement de la CDAPP sur le Gave de Pau et l'étude des modifications de concentrations dans le milieu récepteur était un des points clé de cette thèse.

Grâce aux campagnes de prélèvements et d'analyses ($n = 12$) menées durant 6 mois et lors de différentes conditions climatiques et hydrologiques, il a été mis en évidence la très forte disparité des contributions des rejets sur les flux de polluants du Gave de Pau (de moins de 1 % à plus de 50 %). De manière générale, il apparaît que le rejet de la station d'épuration contribue peu à l'apport de polluants dans le Gave de Pau : par temps sec, la contribution maximale est de 15 % pour les paramètres étudiés. En revanche, les rejets via les DO d'eaux usées brutes en temps de pluie peuvent contribuer de manière significative à l'augmentation de la concentration en polluant du Gave de Pau. Lors de deux campagnes, une nette augmentation des concentrations de tous les paramètres étudiés a été mesurée dans le Gave de Pau à l'aval de la CDAPP. Cette augmentation est due à des périodes de déversements lorsque le débit du cours d'eau est faible. Une fois le déversement terminé, la concentration du milieu récepteur retrouve rapidement (entre 3 et 6 heures) son niveau initial. Ces mesures ont permis de comparer les concentrations en polluants dans le Gave de Pau aux valeurs de NQE fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010. Tout d'abord, il apparaît que ces comparaisons ne sont pas forcément évidentes car les paramètres ou les matrices analysés ne correspondent pas forcément aux valeurs seuils fixés dans ce texte. Lorsque les comparaisons sont possibles, les concentrations mesurées sont très souvent inférieures aux NQE même en cas de déversements. Seule la concentration en cuivre est ponctuellement supérieure aux NQE, des mesures complémentaires sont à mener pour vérifier ce résultat.

Dans une deuxième partie, une analyse sur une période de un an des débits du Gave de Pau, des périodes de rejets et des rapports de dilution a mis en évidence que la période critique pour le milieu récepteur est lorsque le débit est faible et ce même si les volumes déversés durant cette période sont faibles également. Le déversement de grands volumes d'eaux usées lorsque le débit du milieu récepteur est important semble être moins problématique. Ces conclusions sont confortées grâce au suivi en continu (sur la même période de un an) des flux déversés (via les sondes de turbidité et de conductivité). Grâce à une estimation continue des flux déversés et des flux de MES dans le Gave de Pau il a été mis en évidence que 7 jours de déversements dans l'année avaient une contribution en flux de MES sur le Gave de Pau supérieure à 50 %, 20 événements avaient une contribution intermédiaire et 69 avaient une contribution faible (< 20 %). Les déversements ayant une contribution forte sur les flux de polluants dans le milieu récepteur représentent souvent des volumes relativement faibles et l'utilisation d'un bassin de stockage du premier flux déversé pourrait représenter une solution efficace pour réduire significativement les flux déversés en période estivale (la plus sensible pour le milieu récepteur).

Par la suite, il serait intéressant de coupler ce type d'étude à des études écotoxicologiques. Effectivement, il pourrait par exemple, être judicieux d'étudier les effets sur la vie aquatique de rejets continus mais avec une faible contribution en terme d'apports de polluants (« effets faible dose ») (rejet des eaux traitées de la STEP ou rejets de DO fortement dilués) et de les comparer aux effets d'un rejet ponctuel présentant une forte contribution. Cela pourrait permettre un ajustement de la réglementation vis-à-vis de ces différents types de rejets.

CONCLUSION GENERALE

1 - Synthèse des principaux résultats

- Rappel du contexte et des objectifs

Dans le but de réduire les rejets d'eaux résiduaires urbaines non traitées l'optimisation des systèmes d'assainissement est devenue un enjeu majeur aujourd'hui. Une parfaite connaissance des systèmes d'assainissement, en particulier de leur fonctionnement hydraulique et de la dynamique des polluants associés, est requise pour limiter au maximum les rejets et atteindre les objectifs de qualité des milieux aquatiques fixés par la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE 2000/60/CE). L'objectif de cette thèse, financée par la CDAPP et l'Agence de l'Eau Adour Garonne, était de caractériser la dynamique du système d'assainissement de la CDAPP et sa contribution aux flux de polluants rejetés dans le milieu récepteur, le Gave de Pau.

Les études disponibles dans la littérature suggèrent que pour les réseaux unitaires les rejets urbains de temps sec et particulièrement de temps de pluie présentent une très grande variabilité spatio-temporelle dans les concentrations en polluants et leur comportement d'un site à l'autre (Kafi et al 2008 ; Suarez and Puertas 2005 ; Barco et al 2008). Chaque nouveau système d'assainissement nécessite donc d'être caractérisé si l'on veut appréhender sa dynamique. Un autre point important porte sur la remobilisation dans les réseaux qui pourrait contribuer de façon prépondérante à l'apport de polluants par temps de pluie (Chebbo et al 2001 ; Rocher et al 2004), mais les résultats divergent suivant les études (Becouze 2010). Pourtant, peu d'études ont détaillé le rôle de cette source, souvent par manque d'outil adapté. Un outil récent et prometteur semble émerger depuis quelques années, i.e. la mesure de la turbidité en continu qui permettrait d'estimer avec un très court pas de temps l'évolution des concentrations en MES et DCO dans les eaux usées en fonction des débits d'eaux dans les réseaux. Les travaux récents soulignent cependant la nécessité d'approfondir et de confirmer son utilité (Lacour 2009 ; Hannouche 2012), en particulier d'acquérir d'autres données sur des systèmes d'assainissement en réseaux unitaires afin de vérifier si cet outil est plus largement généralisable. D'autre part, la recherche des facteurs ayant un fort contrôle sur les charges en polluants transitant dans les réseaux d'assainissement par temps de pluie revêt un caractère essentiel si l'on veut pouvoir limiter les rejets vers le milieu récepteur. On sait que des facteurs tels que le débit, la période de temps sec précédant un événement, l'intensité maximum, la contrainte de cisaillement ont tous un rôle important dans la dynamique des effluents (Lacour et al 2008 ; Langeveld et al 2005) et donc dans la prédiction des charges en pollution. Cependant, aucun résultat probant n'a pu être dégagé aujourd'hui afin de prédire les charges de pollution fonction du type d'épisode pluvieux (Lacour et al 2008 ; Langeveld et al, 2005). Enfin pour finir, si l'impact de rejets sur le milieu récepteur a été mis en évidence à de nombreuses reprises, peu de données sont disponibles quant aux contributions en termes de flux de polluants qu'ont les systèmes d'assainissement sur les milieux récepteurs associés.

Dans ce contexte et en l'absence de connaissance sur le système d'assainissement de la CDAPP, cette thèse s'est penchée sur les points suivants :

- la caractérisation hydraulique et physicochimique du système d'assainissement par temps sec et par temps de pluie,
- l'acquisition de données MES/DCO combinée à un suivi haute fréquence (au pas de temps de cinq minutes) de la turbidité et de la conductivité afin de comprendre le fonctionnement du système d'assainissement étudié ; ces données ont été exploitées dans le but d'estimer la contribution des eaux pluviales et de la remobilisation des stocks accumulés dans les réseaux, mais aussi de déterminer quels sont les paramètres influençant majoritairement les déversements et les concentrations en polluants par temps de pluie.
- et enfin l'évaluation de la contribution des rejets d'assainissement dans le milieu récepteur pour différentes situations pluvieuses. D'autre part, une grosse partie de ce travail a permis d'apporter des résultats utilisables par le gestionnaire de l'assainissement afin d'optimiser la gestion des eaux usées de la CDAPP.
- Caractérisation hydraulique

La première partie du travail a consisté en l'installation de débitmètres dans le réseau d'assainissement et sur les DO et de pluviographes, ainsi qu'à l'utilisation et au traitement des données acquises en continu sur la zone d'étude. Le fonctionnement hydraulique du réseau d'assainissement a ainsi pu être caractérisé pendant une année entière couvrant des périodes de temps sec et des épisodes de pluies.

Il ressort qu'en temps sec une quantité importante d'eaux claires parasites arrive à la STEP (près de 1 000 m³/h en moyenne). Ces ECP arrivent en quantité équivalente du réseau nord et du réseau sud. Sur le réseau nord, l'évolution du débit entre le jour et la nuit est moins marquée que sur le réseau sud, probablement du fait du caractère plus industriel du bassin versant.

Les événements pluvieux ont été caractérisés en fonction de leur période de retour et de la fréquence des déversements au niveau du DO de la STEP qui représente près de la moitié des déversements. Ceux ci sont fréquents (81 sur le DO de la STEP de Lescar en un an) et peuvent représenter des volumes conséquents, jusqu'à 520 000 m³ pour une pluie quinquennale.

Une étude statistique menée sur l'ensemble des épisodes étudiés pendant l'année et basée sur les arbres de régression a permis de mettre en évidence que la hauteur précipitée cumulée serait le paramètre influençant le plus le volume déversé ; le taux de saturation hydraulique du réseau a également une influence mais seulement lors des pluies faibles (moins de 10 mm). L'intensité maximale de l'événement ne rentrerait pas en compte d'après ce test. Les déversements se produisent dès que les précipitations sont de l'ordre de 4 à 5 mm. Pour cette étude, c'est le test statistique de l'arbre de régression qui a été utilisé. Il s'agit d'un test novateur qui a permis de démontrer et de quantifier les paramètres influençant les déversements et notamment la mise en évidence et la quantification de l'impact du phénomène de saturation hydraulique du réseau sur les déversements liés aux faibles précipitations.

Enfin, l'étude des déversements sur l'ensemble des DO de la CDAPP lors d'une pluie décennale a permis de mettre en évidence que le DO de la STEP représente les volumes

déversés les plus importants (40 % environ) ensuite ce sont les DO supérieurs à 10 000 EH qui représentent les volumes déversés les plus importants. Les petits DO, bien que nombreux, représentent des volumes déversés faibles (1 % du volume total environ).

- Caractérisation physicochimique et dynamique des polluants

La caractérisation physico chimique des eaux usées (MES, DCO, N, métaux et HAP) du système d'assainissement de la CDAPP confirme les résultats obtenus dans la littérature, à savoir une relativement grande variabilité en particulier par temps de pluie.

Les résultats ont permis de caractériser cette variabilité à l'échelle de la journée par temps sec ; les concentrations de tous les paramètres évoluent de la même manière que le débit en conditions sèches ; un maximum est observé en début de journée et le minimum durant la nuit lorsque les activités domestiques et industrielles sont minimales. Le réseau sud est caractérisé par les flux de polluants les plus importants, c'est également sur ce réseau que le flux de polluants par équivalent habitant est le plus important. De manière générale, les concentrations observées par temps sec sur la CDAPP sont du même ordre de grandeur que celles observées sur d'autres sites d'études suggérant une certaine universalité de la pollution urbaine par temps sec pour des sites d'étude de caractéristiques différentes (climat, superficie, topographie...).

Par temps de pluie, par contre, les concentrations et les flux de polluants peuvent montrer une très large diversité avec une augmentation importante en début d'épisodes pluvieux, particulièrement au niveau des particules. A l'inverse, l'azote n'augmente pas par temps de pluie car il est essentiellement présent sous forme dissoute, et donc subit une dilution proportionnelle à l'augmentation de débit.

Afin d'examiner de plus près la dynamique des variations des polluants dans le réseau en périodes de pluies, nous avons dans un premier temps validé l'utilisation de la mesure de la turbidité en continu comme indicateur pertinent de la charge en polluants des eaux et l'utilisation de la mesure de la conductivité comme indicateur de la charge en azote. L'enregistrement en continu (toutes les cinq minutes) de la turbidité et de la conductivité a été mené durant plus d'un an à l'entrée de la STEP de Lescar. Ces données ont permis de mettre en évidence la dynamique du système d'assainissement à plusieurs échelles de temps (pluri mensuelle, mensuelle et événementielle). Il a été ainsi démontré que l'augmentation de la charge en polluants en début d'évènement de pluie est principalement due à l'érosion des particules accumulées dans les réseaux par temps sec, et dans une moindre mesure sur les surfaces imperméables. Ces résultats viennent confirmer les suggestions faites sur d'autres réseaux unitaires. L'étude détaillée des événements pluvieux a permis d'évaluer la dynamique des polluants à haute fréquence. Les pics de concentration pour la DCO et les MES se situent lors des pics de débit (si celui-ci arrive rapidement après le début de la pluie). L'augmentation des concentrations débute dès que le débit augmente. Dans le cas d'événements pluvieux successifs, si la période de temps sec entre deux événements est trop courte pour reconstituer les stocks de polluants, alors une diminution du flux est observée caractéristique de l'épuisement des stocks de sédiments ce qui vient confirmer les résultats observés à l'échelle mensuelle. Nous avons pu aussi évaluer le temps nécessaire à la reconstitution du stock dans le réseau qui serait de l'ordre de cinq jours. En périodes de pluies multiples, la variabilité des concentrations et des flux de polluants résulte de la combinaison de plusieurs paramètres liés à l'évènement de pluie et de l'état de reconstitution du stock dans le réseau.

Une analyse statistique des données obtenues lors des événements de pluie par la méthode de l'arbre de régression a permis de définir les paramètres qui influencent principalement la DCO maximale au cours d'un événement pluvieux. Il se dégage de cette approche que c'est la durée de temps sec précédent l'événement qui est le principal facteur de contrôle des concentrations en polluants. Ensuite, la hauteur cumulée de pluie est le second facteur qui intervient. Pour le flux de DCO déversé, seul la hauteur cumulée intervient. Il faut noter que dans aucun de ces tests l'intensité maximale de la pluie n'apparaît alors qu'elle a été intégrée dans le logiciel comme facteur explicatif. La mise en évidence de ces facteurs de manière statistique présente une réelle avancée sur la compréhension de la dynamique du système d'assainissement. Effectivement plusieurs études s'étaient intéressées à ceci mais aucune n'avait pu mettre en évidence de manière claire le rôle de ces paramètres. L'utilisation des arbres de régression plutôt que les ACP semble être intéressante dans ce type d'étude puisque plusieurs variables influencent le paramètre étudié.

Durant cette même période, des courbes masse/volume ont été établies pour chaque événement pluvieux. Il apparaît que la majorité des déversements sont situés dans la zone A ce qui signifie qu'un effet de first flush intervient pour la DCO, les MES et les polluants associés. L'azote ne suit pas la même tendance et présente une majorité d'événements en zone B. L'étude préliminaire effectuée en annexe relative au dimensionnement d'un bassin d'orage montre que pour limiter la charge polluante déversée, la mise en place d'un bassin d'orage permettant le stockage du premier volume déversé semble être la solution la plus efficace pour limiter les flux de polluants particulaires déversés directement dans le milieu récepteur. Dans le cas d'événements ne présentant pas de first flush l'utilisation de la mesure en continu permet une gestion en temps réel des eaux usées et ainsi d'optimiser leur acheminement soit vers le traitement ou le stockage soit directement vers le milieu récepteur en fonction de leurs concentrations.

L'évolution des flux de polluants journaliers permet également d'avoir une vue globale et condensée d'une période relativement longue (semaines à mois). Grâce à cette approche, nous avons pu montrer l'existence d'une cyclicité dans les phénomènes de dépôts et d'érosion de stock de particules dans les réseaux qui se traduit par une phase d'accumulation dans le réseau dès que le débit des eaux diminue, une phase de saturation du collecteur au cours duquel il n'y a plus d'accumulation de dépôts, et enfin retour au phénomène d'érosion lors du retour de la pluie. Cette partie est une réelle valeur ajoutée par rapport aux précédentes études car elle permet de démontrer et de quantifier ce phénomène qui pour l'instant avait été estimé et suspecté. Cependant, les dépôts accumulés par temps sec ne peuvent pas en général expliquer à eux seuls les flux particulièrement importants observés par temps de pluie au début des événements.

Ces nouvelles données ont permis de répondre à plusieurs interrogations soulevées dans la littérature vis-à-vis de la mesure en continu et permet également une meilleure connaissance de la dynamique des paramètres globaux. Au vu de ce travail, la mesure en continu apparaît comme un outil extrêmement intéressant dans le cadre d'un suivi du système d'assainissement. De plus, cette mesure semble utilisable pour la majorité des systèmes d'assainissement à condition d'utiliser un protocole de calibration, d'entretien des capteurs et de traitement des données rigoureux.

- Contribution du réseau d'assainissement aux rejets de polluants dans le milieu récepteur par temps de pluie

La dernière partie de cette thèse a été consacrée à l'étude de la contribution des rejets du système d'assainissement de la CDAPP (rejets traités en sortie de STEP et déversements via les DO) dans le Gave de Pau. Celle-ci a été mesurée, dans un premier temps, via des bilans ponctuels (prélèvements et analyses) lors de différentes conditions hydro-climatiques. Des contributions très variables (de moins de 1 % à plus de 50 % pour les MES) ont été mises en évidence en fonction des rejets d'eaux usées (nature, volume, concentration) et de l'état du Gave de Pau (crue ou étiage). De manière générale, il apparaît que ce sont les rejets des DO qui contribuent majoritairement aux apports de polluants au Gave de Pau par les rejets de la CDAPP, les rejets de la STEP restant relativement limités en général (< 5 %).

La contribution journalière des rejets a été estimée pour chaque épisode de pluie durant un an grâce à la mesure en continu de la turbidité et de la conductivité dans le réseau et à l'évaluation des apports du Gave de Pau en amont de l'agglomération au cours du cycle hydrologique. Les contributions maximales peuvent être importantes (jusqu'à 80 % pour les MES). La période la plus défavorable est en été ou en automne lorsque le débit du Gave de Pau est faible et qu'un épisode pluvieux bref et intense se produit sur la CDAPP. Lors de ce genre de situations, les déversements peuvent conduire à l'augmentation de la concentration en polluants dans le Gave de Pau à l'aval du rejet du DO. Cette augmentation peut être importante (facteur 5) mais d'une durée relativement courte (environ 3 h) avant que la concentration ne retrouve son niveau initial.

Durant l'année étudiée, une période particulièrement pluvieuse a entraîné de fortes crues et des déversements importants. Cependant, les contributions des rejets se sont révélées particulièrement faibles au cours de cette période du fait de la dilution importante des rejets par le milieu récepteur. Il s'avère que l'étude préliminaire menée en analysant le nombre de jours de déversements lorsque le milieu récepteur est à son niveau d'étiage ou encore les rapports de dilution, permet une première approximation représentative des contributions pouvant être réellement observées. Cette partie du travail montre une nouvelle fois l'intérêt de la mesure en continu et une des nombreuses utilisations qui peut en être faite. Ce type de suivi sur l'ensemble du cycle hydrologique, durant une période de un an, est rare dans la littérature ; probablement du fait de la complexité qu'il y a à le mettre en œuvre. Pourtant, les résultats qui en ressortent permettent de mettre clairement en évidence la contribution du système d'assainissement sur le milieu récepteur et les éventuelles améliorations nécessaires sur le système d'assainissement.

Cette étude est importante puisqu'elle permet de quantifier les apports de polluants de la CDAPP, d'évaluer leur contribution et de mettre en évidence les périodes sensibles vis-à-vis des rejets. Cela permet d'orienter le gestionnaire vers les solutions les plus adaptées pour la protection du milieu récepteur. Il apparaît à la suite de cette étude qu'il est intéressant de raisonner en flux de polluants et non pas en volume et que la prise en compte du milieu récepteur et du système d'assainissement comme un tout global est importante.

2 - Perspectives de recherche

Si la première partie de ce travail apporte de nombreuses données sur la caractérisation hydraulique et physico chimique du système d'assainissement de la CDAPP et permet une comparaison avec d'autres études, plusieurs points n'ont pas pu être suffisamment abordés au cours de cette thèse et mériteraient d'être étudiés plus en détail.

Une première perspective d'étude concerne la quantification et la réactivité de polluants émergents ou prioritaires (résidus médicamenteux, pesticides, mercure...) transitant dans les réseaux de la CDAPP et pouvant être rejetés vers le milieu naturel via les DO ou la STEP. Il a été montré que les systèmes d'assainissement étaient une source majeure de rejets de ces micropolluants dans le milieu naturel, d'où la nécessité de mieux appréhender leur comportement et leur devenir (Gabet Giraud et al 2010).

Ensuite, l'analyse des eaux de ruissellement est également une perspective intéressante. Les premières analyses effectuées sur ce type d'eaux (non présentées dans ce document) ont mis en évidence des concentrations pouvant être importantes dans ces eaux (métaux et MES en particulier) et notamment en début d'épisode pluvieux. Ces résultats sont également décrits dans la littérature. Ces données pourraient permettre de préciser l'origine des polluants par temps de pluie. De plus, dans certains cas, les eaux pluviales sont rejetées sans traitement dans le milieu récepteur (réseaux séparatifs). Ces analyses pourraient permettre de quantifier le flux polluant rejeté via ce type d'eau et apporter des connaissances nécessaires à une gestion adaptée de celles ci.

L'étude des métaux associés aux colloïdes est un point important vis-à-vis de la biodisponibilité des métaux et de leur transport et mérite d'être poursuivie car elle est relativement peu détaillée dans la littérature scientifique et permettrait l'apport de nouvelles connaissances. Il serait intéressant de la compléter par l'analyse d'autres échantillons d'eaux usées obtenus dans différentes conditions (temps sec et temps de pluie). L'utilisation de détecteurs complémentaires tels que le MALLS ou la fluorescence permettrait d'apporter de nouvelles informations.

Enfin, comme cela a été démontré, la mesure en continu des paramètres globaux permet une meilleure compréhension de leur dynamique que les prélèvements ponctuels. Il serait donc intéressant d'envisager ce type de mesure pour d'autres polluants tels que les métaux. Ce type de projet a été étudié pour la mesure en continu des métaux présents dans la phase dissoute par Zaouak (2009) et mériterait d'être poursuivi. Il semble cependant plus délicat d'étudier les métaux associés aux particules. Une alternative envisageable pourrait être le suivi en continu des particules (turbidité) et d'affecter une teneur moyenne en métaux à ces particules. Une incertitude importante résulterait probablement de ce résultat mais permettrait une estimation en continu des flux de métaux. Ce point reste à approfondir afin d'envisager une application réelle.

Dans une deuxième partie, l'intérêt de la mesure en continu a été démontré. Néanmoins, si cette mesure est prometteuse, différentes perspectives de recherche sont envisageables afin de la rendre encore plus précise et plus fiable. Il serait notamment intéressant d'étudier plus en détail les différences de relation qu'il peut y avoir entre temps sec et temps de pluie sur différents sites d'étude afin de mieux comprendre les relations qui lient la mesure du capteur à la concentration en polluants. Pour cela, une étude approfondie

des particules transitant dans le réseau pourrait être envisagée à différentes périodes climatiques, de la journée et sur différents bassins versants. La teneur en matière organique ou minérale, la taille, la décantabilité pourraient être des paramètres intéressants à prendre en compte. Ce point pourrait être couplé à des perspectives relatives à la caractérisation physico chimique des eaux usées afin par exemple d'étudier sur quel type de particules les polluants tels que les métaux et les HAP sont majoritairement fixés. Enfin, la comparaison des capteurs utilisés avec des capteurs fonctionnant à d'autres longueurs d'ondes ou avec un autre type de mesure serait intéressante.

La relation entre l'azote et la conductivité est prometteuse car elle permet de suivre en continu un polluant transitant sous forme dissoute. Cependant, le coefficient de corrélation est plus faible que pour la relation MES/turbidité il serait intéressant, dans ce cas aussi, d'affiner cette relation en analysant la concentration de l'ensemble des ions dans un grand nombre d'échantillons prélevés dans différentes conditions.

Si la mesure en continu apporte de précieuses informations en entrée de STEP, il pourrait être intéressant dans de futures études, de développer ce type de mesures sur d'autres points. Il serait envisageable d'étudier les relations et d'installer ce type de capteur à la sortie de la STEP de manière à suivre en permanence ce qui est rejeté et ainsi compléter son autosurveillance. De la même manière les DO les plus importants ou les bassins d'orage pourraient être équipés de ces sondes afin d'optimiser leur gestion.

Pour finir, de nombreuses perspectives sont également envisageables pour la dernière partie de la thèse. Face aux résultats présentés, se posent les questions d'écotoxicité des rejets d'eaux usées sur la vie aquatique du milieu récepteur. Ce travail amène des informations sur des bilans de flux polluants et il serait intéressant de coupler ces données à des études écotoxicologiques et de microbiologie environnementale. Il sera par exemple judicieux de croiser les résultats obtenus dans cette thèse et le travail qui a été commencé au sein de l'équipe EEM (Equipe Environnement et Microbiologie) de l'IPREM et qui concerne la mise en évidence de gènes de résistance aux antibiotiques dans les micro-organismes en aval de la station d'épuration de Lescar. Des premiers résultats ont permis de conclure à la présence de bactéries résistantes aux antibiotiques dans le Gave de Pau, au niveau du rejet de la STEP de Lescar. La présence de ces bactéries est également mise en évidence 100 et 300 mètres après le rejet mais en quantité décroissante signe d'une dilution dans le milieu récepteur.

Des études écotoxicologiques sur la faune et la flore aquatique pourraient également apporter des informations au niveau de l'impact des rejets et notamment de préciser l'impact d'un rejet continu mais présentant une faible contribution tel que la sortie de la STEP par exemple (« effet faible dose »), face à un rejet ponctuel mais présentant une forte contribution en termes de flux polluants. La question de l'impact de rejets importants en termes de volume via les DO mais fortement dilués par le débit important du milieu récepteur serait également intéressante à prendre en considération. En effet, il serait intéressant d'étudier si à long terme, l'accumulation de polluants persistants (tels que les métaux) dans le cours d'eau ne contribue pas à sa dégradation et à impacter la vie aquatique.

Une autre perspective sur ce sujet est l'étude de l'évolution du panache de pollution rejeté par les DO dans le Gave sur une longue distance. Ceci permettrait de définir plus précisément l'impact de la CDAPP en termes de contribution à l'aval et éventuellement d'adapter les usages de l'eau à l'aval en fonction de la dispersion du panache de pollution.

Afin d'étudier plus finement les contributions des rejets, la mise en place de sondes multi paramètres (oxygène dissous, turbidité et conductivité) dans le milieu récepteur est envisageable. Il a été démontré que le suivi en continu dans le réseau d'assainissement apporte de nombreuses connaissances par rapport aux prélèvements ponctuels c'est pourquoi il serait intéressant d'appliquer le même protocole dans le milieu naturel. Effectivement, dans la littérature plusieurs études ont effectué ce type de suivi avec succès (Seidl et al 1998, Even et al 2004, Even et al 2007).

Enfin, sur le territoire de la CDAPP, d'autres cours d'eau tels que l'Ousse, l'Ousse des bois et le Néez reçoivent également des rejets de DO. Bien que le débit de ces rejets soit plus faible que ceux déversés dans le Gave de Pau, le débit de ces cours d'eau est également plus faible. De ce fait, les rapports de dilution peuvent être défavorables et une forte contribution des rejets pourrait être observée. Dans le cadre de cette thèse, ces cours d'eau n'ont pas été étudiés et il serait intéressant de connaître la contribution des DO en termes de flux lors d'épisodes pluvieux et de mener des études écotoxicologiques. Cette évaluation est importante dans la perspective de l'évaluation de la qualité chimique et écologique de ces cours d'eau dans le cadre de la DCE.

Pour finir, il apparaît que la comparaison avec les NQE est parfois délicate. En ce qui concerne les métaux, l'étude montre que ceux-ci sont principalement rejetés via les DO sous forme particulière, la comparaison avec les NQE (établies pour la fraction dissoute) est alors peu pertinente et pose la question de leur représentativité.

Bibliographie

Aboulkassim T. et Simoneit B. 1995. Aliphatic and aromatic hydrocarbons in particulate fallout of Alexandria, Egypt: sources and applications. Environmental Science and Technology 29 2473-2483.

Ahyerre M., Chebbo G., Saad M. 2000. Sources and erosion of organic solids in a combined sewer. Urban water 2 305-315.

Aumond M., Joannis C., 2008. Processing sewage turbidity and conductivity recorded in sewage for assessing sanitary water and infiltration/inflow discharges. Proceedings of the 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 31 Aug - 5 Sept., 10 p.

Azimi s. 2004. Sources, flux et bilan des retombées atmosphériques de métaux en Ile-de-France. Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 337 pages.

Bach P. M., McCarthy D.T., Deletic A. 2010. Redefining the stormwater first flush phenomenon. Water research 44 2487-2498.

Barco J., Papiri S. and Stenstrom M.K. 2008. First flush in a combined sewer system. Chemosphere 71 827-833

Becouze C. 2010. Caractérisation et estimation des flux de substances prioritaires dans les rejets urbains par temps de pluie sur deux bassins versants expérimentaux. Thèse de doctorat, Institut national des sciences appliquées de Lyon 250p.

Bareille G., 2008. Quantification de la pression polymétallique sur le Gave de Pau : origine et variabilité (approche flux). Rapport final de fin d'étude : rapport de synthèse accessible au grand public (9 pages) et rapport technique détaillé (77 pages + annexes) – Convention Agence de l'Eau Adour-Garonne N° 930 64 0006. Mars 2008.

Béranger Y. 2005. Mesure en continu des flux polluants (MES, DCO) par turbidimétrie dans les réseaux d'assainissement. INSA de Lyon (Villeurbanne (France), URGC, mémoire de master recherche génie civil, Ecole doctorale MEGA, septembre 2005, 127p.

Bersinger T. 2013. Dynamique des effluents et des contaminants associés au système d'assainissement de la Communauté d'Agglomération de Pau Pyrénées. Thèse de doctorat. Université de Pau et des Pays de l'Adour. 242 pages.

Bertrand F., Maumy Bertrand M. 2010. Initiation à la statistique avec R. Dunop Sciences sup. 383 pages.

Bertrand-Krajewski J.-L., Chebbo G., Saget A., 1998. Distribution of pollutant mass vs volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon. Water Res. 32 2341-2356

Bertrand-Krajewski J.-L. 2004. TSS concentration in sewers estimated from turbidity measurements by means of linear regression accounting for uncertainties in both variables Water Science and Technology Vol 50 No 11 pp 81–88

Bertrand Krajewski J.L 2006. Les polluants des rejets urbains de temps de pluie. Cours d'hydrologie urbaine, 54 p.

Bertrand-Krajewski J.-L., Barraud S., Lipeme Kouyi G., Torres A., Lepot M. 2007. Mesurages en continu des flux polluants particulaires en réseaux d'assainissement urbain enjeux, méthodes, exemples d'application. SHF : «Transports solides et gestion des sédiments en milieux naturels et urbains», Lyon 12 p.

Bertrand-Krajewski J.-L., Joannis C., Chebbo G., Ruban G., Métadier M., Lacour C. 2010. Comment utiliser la turbidité pour estimer en continu les concentrations en MES et/ou DCO. Une approche méthodologique pour les réseaux d'assainissement. TSM n°1/2 pp 36-45.

Bomboï M.T. et Hernandez A. 1991. Hydrocarbons in urban runoff: their contribution to the wastewaters. Water Research, vol 25, no 5, pp 557-565.

Boutayacht M., Del Grande D., Galliot B., 2010. La turbidité appliquée à la gestion d'un bassin de dépollution du Grand Nancy. Techniques Sciences et Méthodes, n°1/2 pp 69-71.

Bressy A. 2010. Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines. Effets de différents modes de gestion des eaux pluviales. Thèse de doctorat Université de Paris Est. 332 p.

Brind'Amour A. 2005. Arbre de régression multivariable : application à une communauté de poissons littoraux d'un lac du Bouclier canadien. Comptes rendus des 12 èmes Rencontres de la Société Francophone de Classification.

Brombach H., Weiss G. and Fuchs S. 2005. A new database on urban runoff pollution: comparison of separate and combined sewer systems. Water Science and Technology, 51(2) 119-128.

Buffle J., and Leppard G.G. 1995. Characterization of Aquatic Colloids and Macromolecules. 2. Key Role of Physical Structures on Analytical Results. Environmental Science and Technology 29 2176-2184.

Buzier R., Tusseau-Vuillemin M.H., Keirsbulck M., Mouchel J.M. 2011. Inputs of total and labile trace metals from wastewater treatment plants effluents to the Seine River Physics and Chemistry of the Earth 36 500–505

Cahier des clauses techniques générales (CCTG) Fascicule n°81 Titre II Conception et exécution d'installations d'épuration d'eaux usées.

Caradot N., Sonnenberg H., Riechel M., Heinzmann B., Seggern D., Matzinger A., Rouault P. 2011. Application of online water quality sensors for integrated CSO impact assessment in Berlin (Germany). 12th International Conference on Urban Drainage, Porto Alegre/Brazil, 11-16 September 2011.

Chebbo G., Musquère P., Bachoc A. 1990. Solides transférés dans les réseaux d'assainissement. Caractéristiques hydrodynamiques et charges polluantes. Rapport IMFT, Toulouse, 1990, 27 p.

Chebbo G., Grommaire M.C., Ahyerre M. and Garnaud S., 2001. Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the Marais experimental urban catchment in Paris. *Urban Water* 3 3-15.

Chebbo G., Ashley R., Gromaire M.-C., 2003. The nature and pollutant role of solids at the water-sediment interface in combined sewer networks. *Water Sci. Technol.* 47 1-10

Chocat B. 1992. La pollution due aux rejets urbains de temps de pluie : 6 figures et 17 tableaux pour commencer à expliquer. Document provisoire, INSA, Lyon, Septembre 1992, 37 p.

Christensen E.R., Guinn V.P. 1979. Zinc from automobile tires in urban runoff. *Journal of the Environmental Engineering Division*, 1979, vol 105, no 1, pp 165-168.

David T., Borchardt D., Tumpling W., Krebs P. 2013. Combined sewer overflows, sediment accumulation and element patterns of river bed sediments: a quantitative study based on mixing models of composite fingerprints. *Environ Earth Sci* 69:479–489

De'ath G. and Fabricius K. E. 2000. Classification and Regression Trees: A Powerful Yet Simple Technique for Ecological Data Analysis. *Ecology*, Vol. 81, No. 11, pp. 3178-3192.

Desbordes M. Hemain J.C. 1990. Further research needs for impact estimates of urban storm water pollution. *Water Sci. Technol.*, 22, 9-14.

D'Elboeuf C., Viau J.Y., Aires N., Herman A., Bonneau P., Nobecourt A. and Pebay P. 2004. Pollution in rainwater run-off from small and medium tighted area. 6th NOVATECH, Lyon, France, Juin 2004.

Diaz-Fierros F.T., Puerta J., Suarez J., Diaz-Fierros F. V. 2002. Contaminant loads of CSOs at the wastewater treatment plant of a city in NW Spain *Urban Water* 4 291–299.

Dubascoux S. 2007. Développement d'une méthode de fractionnement par couplage flux force (FFF) multi détection pour la caractérisation de colloïdes naturels. Thèse de Doctorat Université de Pau et des Pays de l'Adour.

Dubascoux S., Le Hecho I., Hassellov M., Von Der Kammer F., Potin Gautier M. and Lespes G. 2010. Field-flow fractionation and inductively coupled plasma mass spectrometer coupling:

History, development and applications. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*. 25 613–623.

Eder A., Strauss P., Krueger T., Quinton J.N. 2010. Comparative calculation of suspended sediment loads with respect to hysteresis effects (in the Petzenkirchen catchment, Austria). *Journal of Hydrology* 389 168–176.

Ellis J.B. 1991. Measures for the control and treatment of urban runoff quality. Report n° DT/PL/FV/JB, commissioned by Agence de l'Eau Seine-Normandie, November 1991, 132 p.

Ellis J.B., Shutes R.B. et Revitt D.M. 1995. Ecotoxicological approaches and criteria for the assessment of urban runoff impacts on receiving waters. *Stormwater Runoff and Receiving Systems*, HERRICKS E. E., pp. 113-126.

Ellis J.B. 2000. Risk assessment approaches for ecosystem responses to transient pollution events in urban receiving waters. *Chemosphere* 41 85-91.

Ellis J.B. and Mitchell G. 2006. Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive. *Water and Environment Journal* 20 19-26

Estèbe A. 1996. Impact de l'agglomération parisienne et de ses rejets de temps de pluie sur les concentrations en métaux des matières en suspension et des sédiments en Seine en période estivale. Université Paris XII-Val de Marne. Thèse de doctorat.

Even S., Poulin M., Mouchel J.M., Seidl M., Servais P. 2004. Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows *Ecological Modelling* 173 177–196

Even S., Mouchel J-M., Servais P., Flipo N., Blanc S., Chabanel M., Paffoni C. 2007. Modelling the impacts of Combined Sewer Overflows on the river seine water quality. *Science of the Total Environment* 375 140-151.

Figuet C., Frangi J-P. 2000. Les cours d'eau récepteurs de rejets de stations d'épuration : le cas de la Mauldre (Ile-de-France), un milieu sous très haute pression. *Revue des sciences de l'eau*, 13/2(2000), pp 119-138.

Gabet-Giraud V., Miege C., Choubert J.M., Martin Ruel S., Coquery M. 2010. Occurrence and removal of estrogens and beta blockers by various processes in wastewater treatment plants *Science of the Total Environment* 408 4257–4269

Gagnon C., Saulnier I. 2003. Distribution and fate of metals in the dispersion plume of a major municipal effluent. *Environmental Pollution* 124 47–55

Gagnon C, Turcotte P. 2007. Rôle des colloïdes dans la spéciation physique des métaux dans un panache majeur de dispersion d'eaux usées municipales. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 20, n° 3, 275-285.

Garnaud S 1999. Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain. Thèse de doctorat Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 360 p.

Gasperi J., Kafi-Benyahia M., Lorgeoux C., Moilleron R., Gromaire M.C. et Chebbo G. 2006a. Variabilité spatiale des caractéristiques des polluants transitant par temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Techniques Sciences et Méthodes 11 35-49.

Gasperi J., Rocher V., Moilleron R., Chebbo G. 2007. Review on the hydrocarbon fate within combined sewers: case of the "le Marais" urban catchment (1994-2004). Polycycl Aromat Compd 27(2) 123-41

Gasperi J, Garnaud S, Rocher V, Moilleron R, 2008. Priority pollutants in wastewater and combined sewer overflow. Science of the total environment 407 263 – 272.

Gasperi J, Gromaire M.C., Kafi M, Moilleron R, Chebbo G 2010. Contribution of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems. Water research 44 5875 – 5886.

Gnecco I., Berretta C., Lanza L.G. and La Barbera P. 2005. Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy. Atmospheric Research, 77 60-73.

Guéguen C., Dominik J., Pardos M., Benninghoff C., Thomas R.L. 2000. Partition of metals in the Vistula River and in effluents from sewage treatment plants in the region of Cracow (Poland). Lakes and reservoirs: Research and Management 5 59-66.

Gobeil C., Rondeau B., Beaudin L. 2005. Contribution of Municipal Effluents to Metal Fluxes in the St. Lawrence River. Environmental Science and Technology 39 456-464.

Göbel P., Dierkes C. and Coldewey W.G. 2007. Stormwater runoff concentration matrix for urban areas. Journal of Contaminant Hydrology 91 26-42.

Gromaire-Mertz M.C. 1998. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire caractéristiques et origines. Thèse de doctorat, Ecole Nationales des Ponts et Chaussées, 550 p.

Gromaire M.C., Garnaud S, Saad M, Chebbo G, 2001. Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers. Water research 35 521 – 533.

Gromaire M.-C., Kafi-Benyahia M., Gasperi J., Saad M., Moilleron R., Chebbo G., 2006a. Vitesse de sédimentation des polluants particulaires des effluents unitaires de temps de pluie. Techniques Sciences et Méthodes 11, 51-62.

Gromaire M.-C., Oms C., Kafi-Benyahia M., Saad M., Chebbo, G. 2006b. Localisation, nature et dynamique des dépôts à l'interface eau-sédiments en réseau d'assainissement unitaire. Techniques Sciences et Méthodes 11 63-72.

Hannouche A., Chebbo G., Ruban G., Tassin B., B. J. Lemaire B.J., Joannis C., 2011. Relationship between turbidity and total suspended solids concentration within a combined sewer system. Water Sci. Technol. 64 2445-2452.

Hannouche A. 2012. Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie : exploitation de données acquises par les observatoires français en hydrologie urbaine. Thèse de doctorat. Université de Paris Est. 485 p.

Hoffman E.J., Mills G.L., Latimer J.S., Quinn J.C. 1984. Urban runoff as a source of polycyclic aromatic hydrocarbons to coastal waters. Environmental Science and Technology vol 18, no 8, pp 580-587.

Houhou J., Lartiges B.S., Montarges-Pelletier E., Sieliechi J., Ghanbaja J. and Kohler A. 2009. Sources, nature and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system. Science of the Total Environment 407 6052-6062.

Hwang H.M. and Föster G.D. 2006. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff flowing into the tidal Anacostia River, Washington, DC, USA. Environmental Pollution 140 416-426.

Joannis C., Ruban G., Aumond M. Bertrand Krajewski J.L., Battaglia P., Lacour C., Saad M., Chebbo G. 2010. Mise en œuvre de capteurs de turbidité en collecteurs d'assainissement, Techniques Sciences Méthodes, n°1/2, pp 21-31.

Kafi – Benyahia M. 2006. Variabilité spatiales des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 500 p.

Kafi M., Gasperi J., Moilleron R., Gromaire M.C. et Chebbo G. 2008. Spatial variability of the characteristics of combined wet weather pollutant loads in Paris. Water Research 42 539 – 549.

Kayhanian M., Suverkropp C., Ruby A. and Tsay K. 2007. Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. Journal of Environmental Management 85 279-295.

Kuss D. 2010. Gestion intégrée de rejets d'assainissement : applicabilité de la mesure de pollution par spectrophotométrie UV-visible et des techniques d'identification de systèmes. Thèse de doctorat ENGEES Strasbourg. 320 p.

Lacour C., Joannis C., Gromaire M. C., and Chebbo G. 2008. Potential of continuous turbidity measurements for improving management of pollutant flows during wet weather. 11th International Conference on Urban Drainage, Edinburgh, Scotland, UK.

Lacour C., 2009. Apport de la mesure en continu pour la gestion de la qualité des effluents de temps de pluie en réseau d'assainissement. Thèse de doctorant, Paris, 273 p.

Lacour C, Joannis C, Chebbo G, 2009a. Assessment of annual pollutant loads in combined sewers from continuous turbidity measurements: Sensitivity to calibration data. Water research 43 2179 – 2190.

Langeveld J.G., Veldkamp R.G., Clemens F., 2005. Suspended solids transport: an analysis based on turbidity measurements and event based fully calibrated hydrodynamic models. Water Sci Technol. 52 93-101.

Lau S-L., Han Y., Kang J-H., Kayhanian M. and Stenstrom M.K. 2006. Characteristics of highway stormwater runoff in Los Angeles : metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. Water Environment Research 81(3) 308-318.

Le Bonté S., Pons M.-N., Potier O., Rocklin P, 2008. Relation between conductivity and Ion Content in Urban Wastewater. Revue des sciences de l'eau / J. Water Sci. 21 429-438.

Le Goas H., Millair L., Barillon B., Martin S., Dauthuile P. 2010. Outil de calcul de l'Eau Grise dans le concept de l'Empreinte Eau : aide à la mise en œuvre de la DCE pour un système d'assainissement. NOVATECH 2010.

Levlin E., 2007. Conductivity measurements for controlling municipal wastewater treatment. International scientific seminar, Research and application of new technologies in wastewater treatment and municipal solid waste disposal in Ukraine, Sweden and Poland. 26-28 October 2007 Ostron Poland, Report No 15. Joint Polish - Swedish Reports, TRITA.LWR REPORT 3024, ISBN 978-91-7415-412-2, pp. 51-62.

Lombard V., Toloméo S., Bertrand-Krajewski J.-L., Debray R., Comte C., De Bénédittis J. Conception et mise en place de stations de mesure des flux polluants dédiées à la gestion intégrée d'un système d'assainissement. NOVATECH 2010.

Li L., Yin C., He Q., Kong L. 2007. First flush of storm runoff pollution from an urban catchment in China Journal of Environmental Sciences 19 295–299.

Maréchal A. 2000. Relations entre les caractéristiques de la pollution particulaire et paramètres optiques dans les eaux résiduaires urbaines. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Lorraine. 284 p.

Maréchal A., Aumond M., Ruban G. 2001. La Mise en œuvre de la turbidimétrie pour évaluer la pollution des eaux résiduaires. La Houille Blanche, n°5, pp.81-86, 2001.

Marsalek J. 1990. PAH transport by urban runoff from an industrial city. Proceedings of the 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka, 1990, 481-486.

Marsalek J., Rochfort Q., Mayer T., Servos M., Dutka B., Brownlee B. 1999. Toxicity testing for controlling urban wet-weather pollution: advantages and limitations. Urban Water 1 91-103.

McCarthy J.F. and Zachara J.M. 1989. Subsurface transport of contaminants. Environmental Science and Technology Vol. 23. No. 5.

Métadier M. and Bertrand-Krajewski J.-L. 2011. From mess to mass: a methodology for calculating storm event pollutant loads with their uncertainties, from continuous raw data time series. Water Sciences and Technology 63.3 369-376.

Métadier M. 2011. Traitement et analyse de séries chronologiques continues de turbidité pour la formulation et le test de modèles des rejets urbains par temps de pluie. Thèse de doctorat. Institut National des Sciences Appliquées de Lyon. 409p.

Métadier M., Bertrand-Krajewski J.-L., 2012. The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes, Water Res. 46 6836-6856.

Miège C., Favier M., Brosse C., Canler J.P., Coquery M. 2006. Occurrence of betablockers in effluents of wastewater treatment plants from the Lyon area (France) and risk assessment for the downstream rivers. Talanta 70 739–744.

Observatoire du l'eau du bassin Adour Garonne, 2006. Qualité des eaux de surface Bassin de l'Adour. 25p.

Observatoire du l'eau du bassin Adour Garonne, 2010. Atlas de l'eau du bassin de l'Adour. Etat de la ressource et des milieux associés. pp 19-58.

Old G.H., Leeks G.J.L., Packman J.C., Smith B.P.G., Lewis S., Hewitt E.J., Holmes M., Young A. 2003. The impact of a convectional summer rainfall event on river flow and fine sediment transport in a highly urbanised catchment: Bradford, West Yorkshire. The Science of the Total Environment 314 –316 495–512.

Old G.H., Leeks G.J.L., Packman J.C., Smith B.P.G., Lewis S., Hewitt E.J. 2006. River flow and associated transport of sediments and solutes through a highly urbanised catchment, Bradford, West Yorkshire. Science of the Total Environment 360 98–108.

Oms C., Gromaire M.-C., Chebbo G., 2003. In situ observation of the water-sediment interface in combined sewers, using endoscopy. Water Sci. Technol. 47 11–18.

Ouellette M.H., DesGranges J.L., Legendre P., Borcard D. 2005. L'arbre de régression multivariable: classification d'assemblages d'oiseaux fondée sur les caractéristiques de leur habitat. Comptes rendus des 12 èmes Rencontres de la Société Francophone de Classification.

Paffoni C. 1994. Caractérisation des eaux déversées par temps de pluie à l'usine de Clichy. Houille Blanche 1/2, 33-38.

Palmquist H. and Hanaeus J. 2005. Hazardous substances in separately collected grey and blackwater from ordinary Swedish household. Science of the Total Environment 348 151.

Parent-Raoult C. et Boisson J.-C. 2007. Impacts des rejets urbains de temps de pluie (RUTP) sur les milieux aquatiques : État des connaissances. Revue des sciences de l'eau, vol. 20, n° 2, p. 229-239.

Passerat J., Ouattara N.K., Mouchel J.M., Rocher V., Servais P. 2011. Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Seine River. Water research 45 893 903.

Philippe J.P. et Ranchet J. 1987. Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine. Synthèse des mesures sur dix bassins versants en région parisienne. Rapport de recherche LCPC n° 142, Paris, Février 1987, 76 p.

Point D., Bareille G., Amouroux D., Etcheberb H., and Donard O.F.X. 2007. Reactivity, interactions and transport of trace elements, organic carbon and particulate material in a mountain range river system (Adour River, France). Journal of Environmental Monitoring, 9, 157–167.

Prestela H., Schotta L., Niessner R., Panneb U. 2005. Characterization of sewage plant hydrocolloids using asymmetrical flow field-flow fractionation and ICP-mass spectrometry. Water Research 39 3541–3552.

Puleggi G. 1992. Etude des micropolluants organiques dans les eaux de ruissellement en zone urbaine, complétée de l'analyse des nutriments et de la bactériologie. Mémoire d'Ingénieur INSA et de DEA, Toulouse, Septembre 1992.

Rocher V. 2003. Introduction et stockage des hydrocarbures et des éléments métalliques dans le réseau d'assainissement unitaire parisien. Thèse de doctorat Université Paris XII Val de Marne 231 p.

Rocher V, Azimi S, Moilleron R, Chebbo G, 2004. Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the “Le Marais” catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins. Science of the total Environment 323 107-122.

Roger M. et Tonghini 2010. Estimation des charges déversées au milieu naturel lors d'épisodes pluvieux. Techniques Sciences et Méthodes, n°1/2 pp 84-87 2010.

Rosier F., Dupont H., Roux C., Guillon A., 2010. La turbidimétrie pour gérer les effluents de temps sec. Techniques Sciences et Méthodes, n°1/2 pp 81-83 2010.

Ruban G., Joannis C., Gromaire M.C, Bertrand-Krajewski J.L, Chebbo G. 2008. Mesurage de la turbidité sur échantillons : application aux eaux résiduaires urbaines. TSM n°4 61-74.

Rugner H., Schwientek M., Beckingham B., Kuch B., Grathwohl P. 2013. Turbidity as a proxy for total suspended solids (TSS) and particle facilitated pollutant transport in catchments. Environ Earth Sci 69 373–380.

Rule K.L., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K. and Rautiu R. 2006. Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment. *Chemosphere* 63 64-72.

Rule K.L., Comber S.D.W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C.K. and Rautiu R. 2006a. Survey of priority substances entering thirty English wastewater treatment works. *Water and Environmental Journal*. 20 177-184.

Saget A. 1994. Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 227 p. + annexes.

Sanchez-Avila J., Bonet J., Velasco G. and Lacorte S. 2009. Determination and occurrence of phthalates, alkylphénols, bisphenol A, PBDEs, PCBs and PAHs in an industrial sewage grid discharging to a Municipal Wastewater Treatment Plant. *Science of the Total Environment*, 407 4157-4167.

Schilperoort R. 2011. Monitoring as a tool for the assessment of wastewater quality dynamics. Thèse de Doctorat Pays Bas 330 p.

Schutze M., Campisano A., Colas H., Schilling W., Vanrolleghem P.A. 2004. Real time control of urban wastewater systems-where do we stand today? *Journal of Hydrology* 299 335-348.

Seild M., Servais P. and Mouchel J.M. 1998. Organic matter transport and degradation in the river Seine (France) after a combined sewer overflow. *Water Research*, 32 ; 12 3569-3580.

Servos M.R., Bennie D.T., Burnison B.K., Jurkovic A., McInnis R., Neheli T., Schnell A., Seto P., Smyth S.A., Ternes T.A. 2005. Distribution of estrogens, 17 β -estradiol and estrone, in Canadian municipal wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 336 155– 170.

Soclo H., Garrigues P., Ewald M., 2000. Origin of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in coastal marine sediments: case studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar Chem* 40(5) 387-96.

SOGREAH, 1991. Aménagement hydraulique du Gave de Pau. Tronçon Pau/Bizanos-Lescar, pp 1-74.

Suarez J., Puertas J. 2005. Determination of COD, BOD and suspended solids loads during combined sewer overflow (csö) events in some combined catchment in Spain. *Ecological Engineering* 24 201-219.

Taebi A. and Droste R.L. 2004. Pollution loads in urban runoff and sanitary wastewater. *Science of the Total Environment*, 327 (1-3) : 175-184

Thévenot D.R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M.C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J.L., De Pontevès C., Meybeck M. 2007. Critical budget of metal sources and pathways in the

Seine River basin (1994-2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, and Zn. *Science of the Total Environment* 375 180-203.

Vandelannoote F., Desetables F., 2010. La mesure en continu de la turbidité pour la surveillance des rejets en Seine Saint Denis. *Techniques Sciences et Méthodes*, n°1/2 pp 72-75 2010.

Walsh C.J. 2000. Urban impacts on the ecology of receiving waters: a framework for assessment, conservation and restoration. *Hydrobiol.*, 431, 107-114.

Weyrauch P., Matzinger A., Pawlowsky-Reusing E., Plume S., von Seggern D., Heinzmann B., Schroeder K., Rouault P. 2010. Contribution of combined sewer overflows to trace contaminant loads in urban streams. *Water research* 44 4451-4462.

Worms I., Al-Gorani Szigeti Z., Dubascoux S., Lespes G., Traber J., Sigg L., Slaveykova V. 2010. Colloidal organic matter from wastewater treatment plant effluents: Characterization and role in metal distribution. *Water Research* 44 340 – 350.

Zaouak o. 2009. Développement de capteurs électrochimiques sérigraphies et d'un système d'analyse automatisé pour la mesure sur site et en semi-continu du cadmium dans les milieux aquatiques. Université de Pau et des Pays de l'Adour. Thèse de doctorat, 208 pages.

Zghieb S. 2009. Flux et sources de polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, France. Thèse de doctorat, 349p.

Zghieb S., Moilleron R., Saad M., Ghassan C. 2011. Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments ? *Water research* 45 913-925.

Références réglementaires

Directive Cadre Européenne 2000/60/CE du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau (dite « DCE »).

Loi n°64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution.

Loi sur l'eau du 03 janvier 1992 renforce la compétence des communes dans la gestion de l'eau : codifiée dans le code de l'environnement et le code de la santé publique.

Loi n°2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA).

Circulaire du 29 septembre 2010 relative à la surveillance de la présence de micropolluants dans les eaux rejetées au milieu naturel par les stations de traitement des eaux usées.

Arrêté préfectoral n°02/EAU/16 du 24 avril 2002 précise des obligations concernant les surverses du système de collecte

Arrêté du 22 Juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées des agglomérations d'assainissement ainsi qu'à la surveillance de leur fonctionnement et de leur efficacité, et aux dispositifs d'assainissement non collectif recevant une charge organique supérieure à 1,2 kg de DBO5.

Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code l'environnement.

Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole. Mars 2009. Ministère de l'écologie de l'énergie du développement durable et de l'aménagement du territoire. 74 pages.

Sites Internet

Site des données de l'observatoire des services publics d'eau et d'assainissement, <http://www.services.eaufrance.fr>

Site du Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer : <http://www.developpement-durable.gouv.fr>

Site de l'observation des débits Hydro Débits : <http://www.hydro.eaufrance.fr>

Site de l'Agence de l'eau Adour-Garonne : <http://www.eau-adour-garonne.fr>

Site du Centre d'information sur l'eau : <http://cieau.com>

Site des Directions Régionales de l'industrie et de la Recherche de l'aquitaine : <http://www.aquitaine.drire.gouv.fr/>

Site de la Directions Régionales de l'Environnement : <http://www.developpement-durable.gouv.fr>

Site des textes réglementaires : <http://www.legifrance.gouv.fr>

Site de données sur l'hydrométrie: <http://www.hydro.eaufrance.fr/>

Site de l'Observatoire de l'eau du bassin de l'Adour : <http://bassin-adour.univ-pau.fr/>

Site du Système d'information sur l'eau du bassin Adour Garonne : <http://adour-garonne.eaufrance.fr/>

Site r project, informations sur le logiciel statistique R : <http://www.r-project.org/>

PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES DANS LE CADRE DE LA THESE

Colloques scientifiques internationaux

T. Bersinger, T. Pigot, G. Bareille, I. Le Hecho 2013. Continuous monitoring of turbidity and conductivity: a reliable, easy and economic tool for sanitation management. Water resources conference Wessex Institute of Technology 21-23 May 2013 New Forest UK. **Communication orale.**

T. Bersinger, T. Pigot, G. Bareille, I. Le Hecho 2013. Continuous monitoring of turbidity and conductivity in wastewater network: a reliable and easy tool to assess the pollution load discharged into receiving water. SETAC Europe 23rd Annual Meeting Glasgow, United Kingdom 12-16 May 2013. **Communication orale.**

T. Bersinger, T. Pigot, G. Bareille, I. Le Hecho 2013. Inputs of pollutants by urban wet and dry weather pollution in combined sewer systems: Pau urban catchment (CDAPP, France). SETAC Europe 22nd Annual Meeting Berlin Germany 20-24 May 2012. **Poster.**

Colloques scientifiques nationaux

T. Bersinger, T. Pigot, G. Bareille, I. Le Hecho 2012. Suivi dynamique du réseau d'assainissement de la Communauté d'Agglomération de Pau Pyrénées (CDAPP) : évaluation des flux de polluants traités et déversés par temps de pluie. 20^{ème} journées information eaux Poitiers, 25-27 septembre 2012. **Communication orale.**

Publications scientifiques

T. Bersinger, I. Le Hécho, G. Bareille, T. Pigot 2013. Assessment of erosion and sedimentation dynamic in a combined sewer network using on line turbidity monitoring. **En cours de préparation.**

T. Bersinger, T. Pigot, G. Bareille, I. Le Hecho 2013. Continuous monitoring of turbidity and conductivity: a reliable, easy and economic tool for sanitation management. Water resources conference Wessex Institute of Technology 21-23 May 2013 New Forest UK. **Résumé étendu.**

Rapports et présentations scientifiques

Décembre 2010 : rapport intermédiaire et présentation numéro 1 (bilan hydraulique et caractérisation physico chimiques des eaux usées). **Public** : élus de la CDAPP, représentants de l'agence de l'eau Adour Garonne et représentants de la DDTM.

Mai 2012 : rapport intermédiaire et présentation numéro 2 (caractérisation physico chimique des eaux usées et établissement des fonctions de corrélation). **Public** : élus de la CDAPP, représentants de l'agence de l'eau Adour Garonne et représentants de la DDTM.

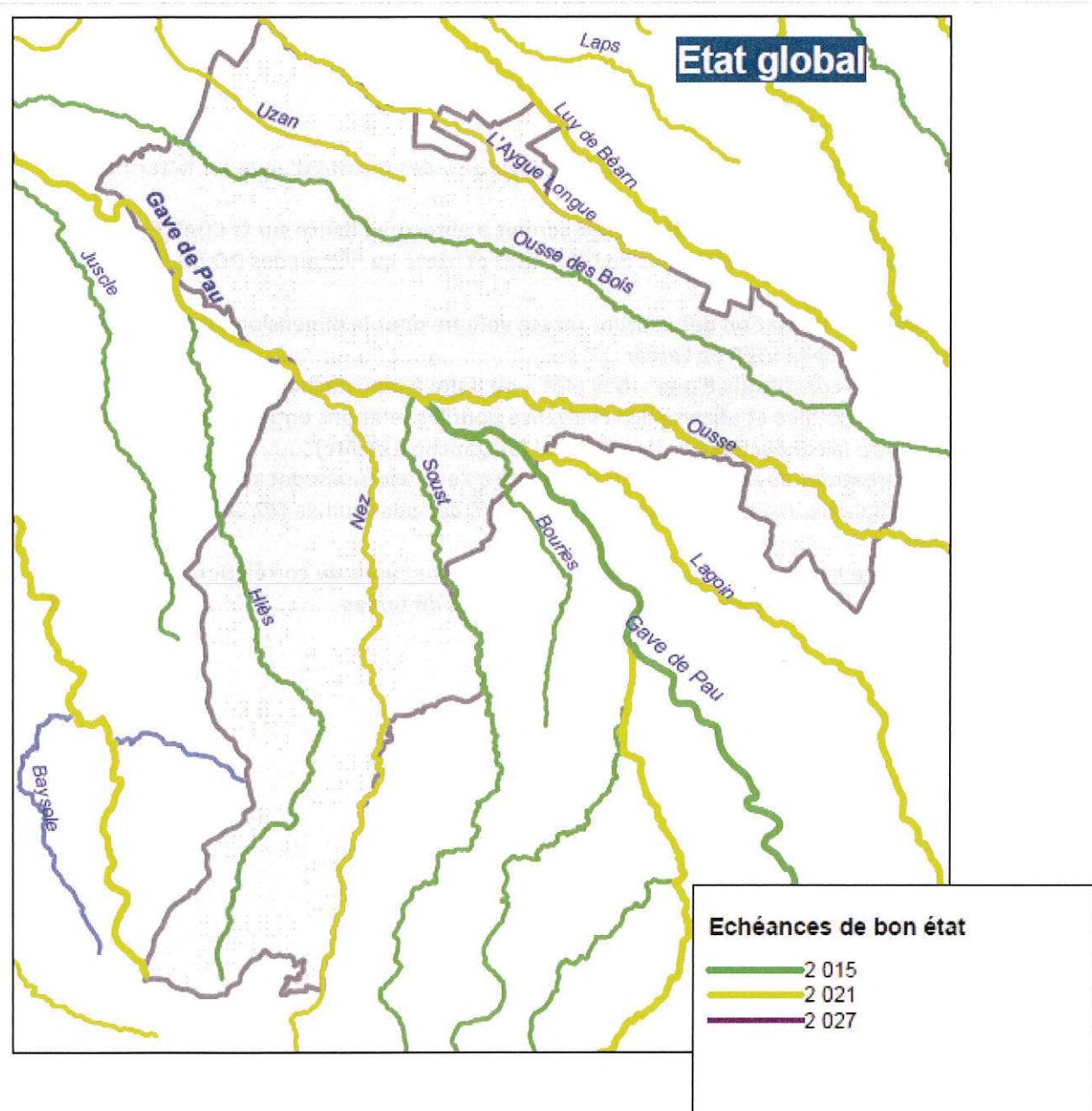
Janvier 2013 : rapport intermédiaire et présentation numéro 3 (mesure en continu et contribution des rejets au milieu récepteur). **Public** : élus de la CDAPP, représentants de l'agence de l'eau Adour Garonne et représentants de la DDTM.

ANNEXES

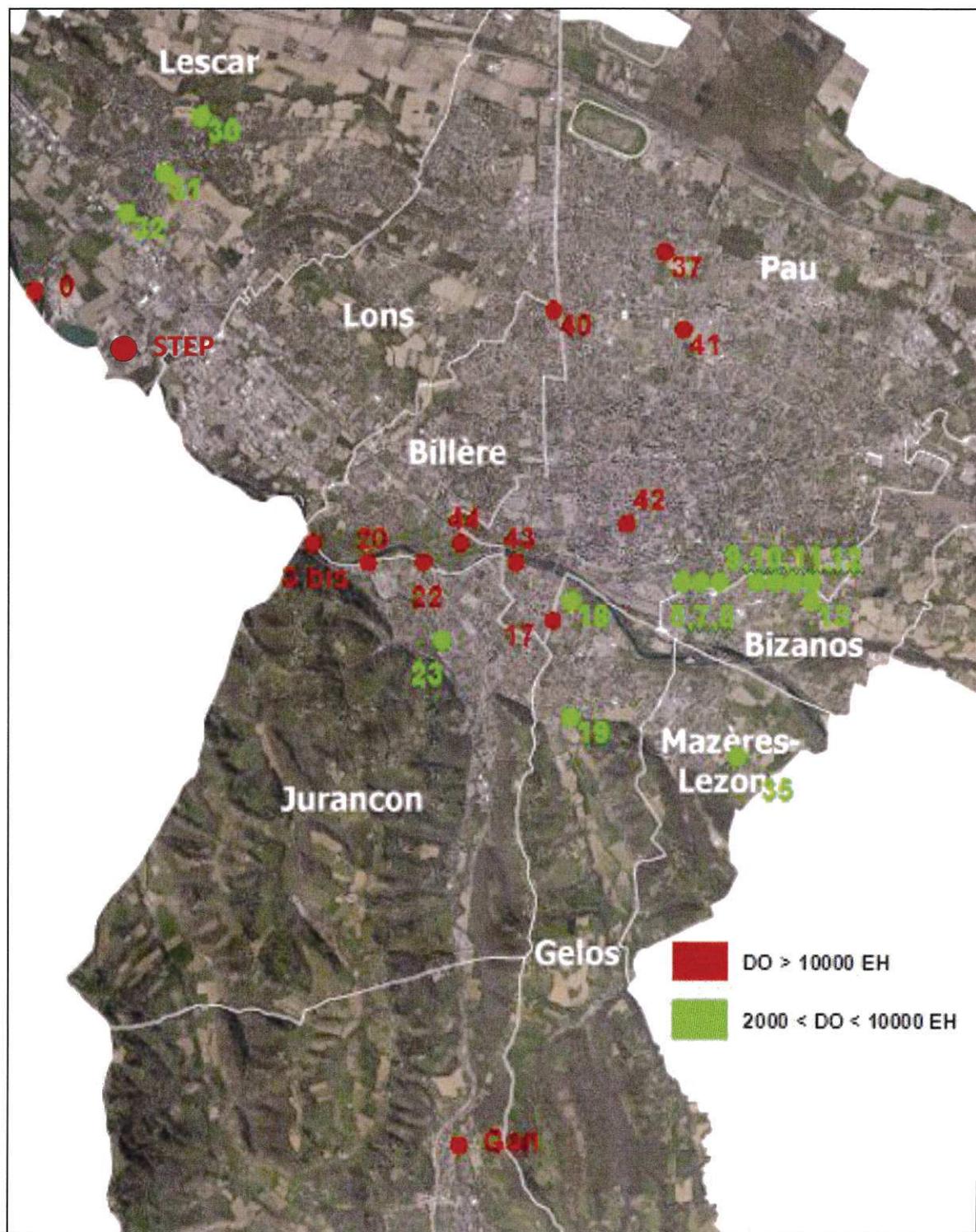
Liste des annexes :

| | | |
|-----------|---|-----|
| Annexe 1. | Carte des échéances du « bon état écologique » des masses d'eaux sur le territoire de la CDAPP | 212 |
| Annexe 2. | Localisation des déversoirs d'orage soumis à autosurveillance sur la CDAPP | 213 |
| Annexe 3. | Evolution des concentrations de MES, DCO et azote au niveau des DO du réseau sud en 2009 | 214 |
| Annexe 4. | Exemple d'utilisation des courbes masse volume pour le dimensionnement d'un bassin d'orage sur le DO de la STEP de Lescar | 215 |
| Annexe 5. | Eléments constitutifs d'une « box plot » ou boite à moustache..... | 220 |
| Annexe 6. | Rapport détaillé et analyse de la variance pour les relations entre la turbidité et les MES et la DCO et entre la conductivité et l'azote total (de gauche à droite)..... | 221 |
| Annexe 7. | Perturbations des mesures de turbidité dû à l'enrassement des sondes | 222 |
| Annexe 8. | Ensemble des courbes masses / volume de la période étudiée (47 événements pluvieux) | 224 |
| Annexe 9. | Etude de l'évolution des coefficients a et b des fonctions de corrélation entre MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/ conductivité au cours du temps..... | 225 |

Annexe 1. Carte des échéances du « bon état écologique » des masses d'eaux sur le territoire de la CDAPP

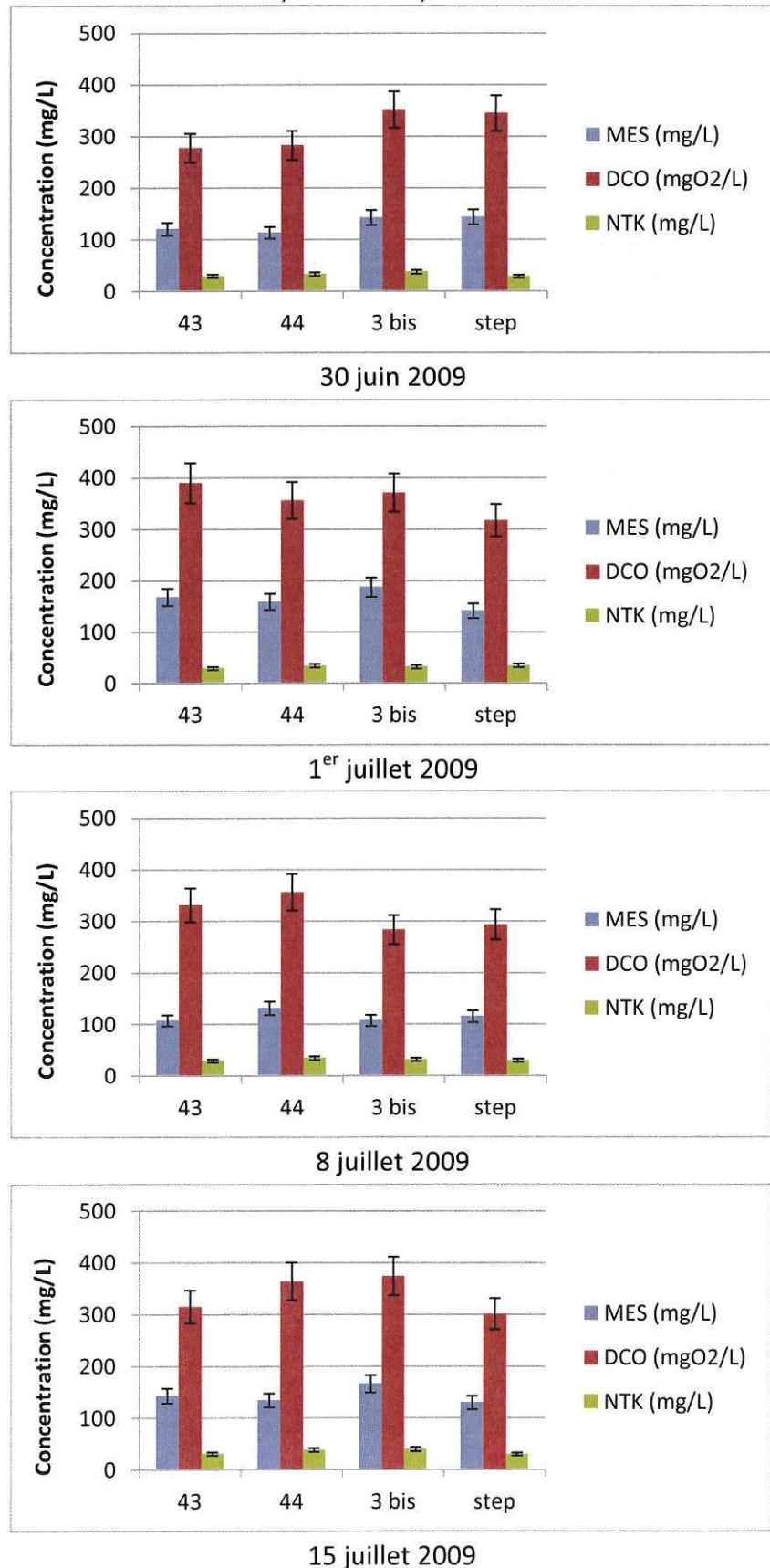


Annexe 2. Localisation des déversoirs d'orage soumis à autosurveillance sur la CDAPP



Annexe 3. Evolution des concentrations de MES, DCO et azote au niveau des DO du réseau sud en 2009

De l'aval vers l'amont : DO de la STEP, DO n°3 bis, DO n°44 et DO n°43



Annexe 4. Exemple d'utilisation des courbes masse volume pour le dimensionnement d'un bassin d'orage sur le DO de la STEP de Lescar

Avant de commencer cette annexe, il est important de noter que l'objectif de la thèse n'est pas le dimensionnement d'un bassin d'orage. A travers cet exemple l'idée est d'illustrer de manière concrète les apports de la mesure en continu et de l'utilisation des courbes masse/volumes. Dans cette partie, des hypothèses simplificatrices ont été posées et les contraintes technico-économiques n'ont pas été prises en compte il s'agit donc de résultats théoriques qui ne sont pas applicables en l'état au site étudié. En revanche ils peuvent servir de base de travail pour ce type d'étude.

Le tracé des courbes masse/volume peut avoir un réel intérêt dans l'optique de l'utilisation d'un bassin d'orage. Ce type d'ouvrage, relativement répandu, permet le stockage temporaire des eaux ne pouvant pas être traitées par la STEP en cas d'événement pluvieux (eaux qui sont directement déversées au milieu récepteur via les DO s'il n'y a pas ce type d'ouvrage). Les eaux stockées sont ensuite traitées petit à petit par la STEP lorsque le débit du réseau diminue.

Si le fonctionnement de ces ouvrages paraît simple en théorie, de nombreuses questions doivent tout d'abord être résolue pour un fonctionnement optimal à un coût raisonnable pour la collectivité.

Tout d'abord, le volume de ce type de bassin est un point clé. Les résultats présentés dans le Tableau 44 montrent que durant la période étudiée, le volume moyen déversé par événement est d'environ 50 000 m³ et que pour l'événement le plus important le volume est proche de 500 000 m³. En termes d'encombrement et de coût, un bassin de 500 000 m³ n'est pas réaliste pour la collectivité. Si l'intégralité du volume déversé ne peut pas être stockée, il apparaît alors nécessaire de collecter le volume le plus concentré en polluants. C'est à ce niveau que l'étude des courbes masse/volume s'avère utile.

L'idée finale pour la collectivité est de trouver le meilleur ratio coût/rendement ou plutôt dans ce cas, le meilleur ratio volume du bassin/pollution interceptée.

Dans cette partie, l'objectif est d'étudier, pour la période considérée, l'efficacité d'un bassin d'orage théorique. Ceci en s'appuyant sur les courbes masse/volume de chaque événement durant 5 mois au niveau du principal DO de la zone d'étude, à l'entrée de la STEP de Lescar.

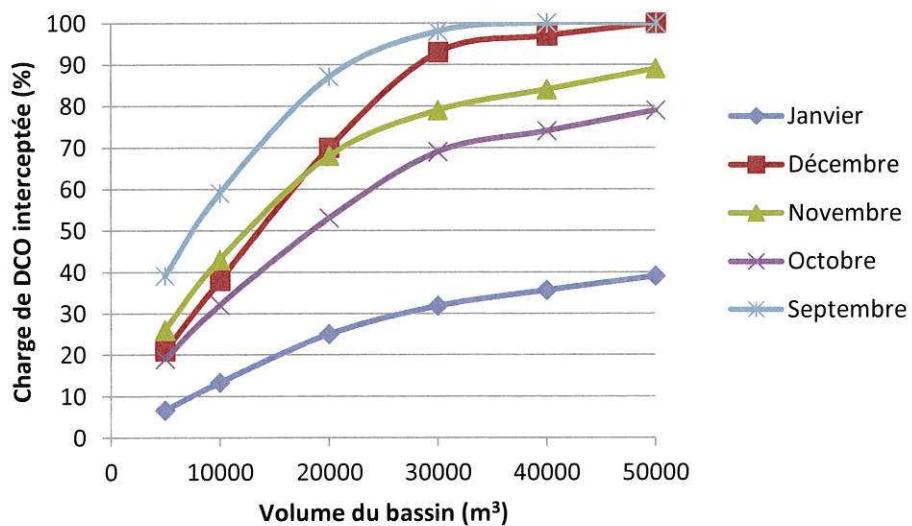
D'après la partie précédente consacrée à la présentation des courbes masse/volume, il apparaît qu'une majorité des courbes se situent dans les zones A et B quelque soit le type de polluant. Pour les MES et la DCO c'est la zone A qui prédomine alors que pour l'azote total c'est la zone B. En s'appuyant sur ces résultats, le choix a été fait de travailler sur un bassin qui stockerait systématiquement la première partie du volume déversé. En utilisant des mesures de concentrations en continu, il est possible de gérer en temps réel et en fonction de leur concentration la direction que prennent les effluents (stockage ou déversement). Cependant cette gestion est beaucoup plus délicate et ne représente pas forcément un gain important dans ce cas (peu de courbes en zones C).

Le débit auquel le bassin rejette les effluents stockés vers la STEP après un épisode pluvieux a été fixé à 1000 m³/h (débit fixe) et ceci dès que la STEP est en mesure de traiter ce volume supplémentaire (volume maximal admissible de 4000 m³/h). Le temps de vidange

du bassin est donc pris en compte à partir de ce volume afin de calculer la possibilité de stockage dans le cas de pluies successives.

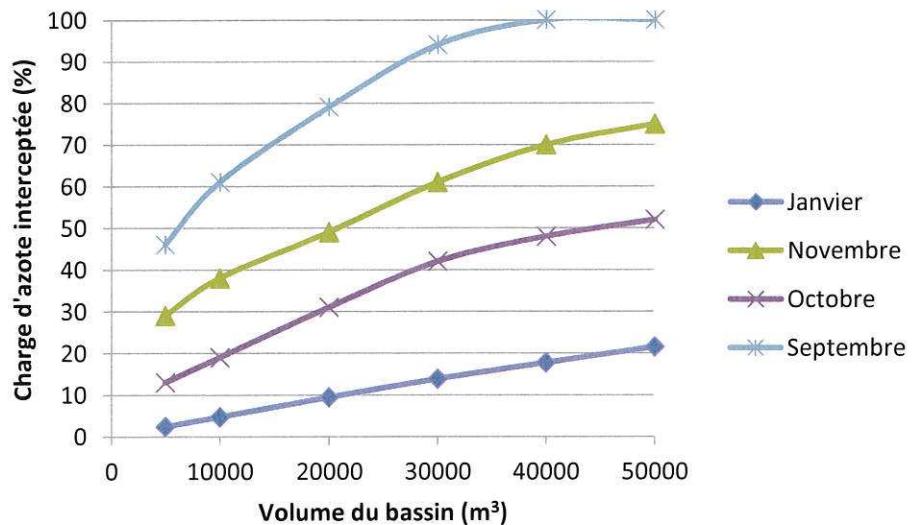
En ce qui concerne le volume du bassin de stockage, diverses possibilités ont été étudiées : 5 000, 10 000, 20 000, 30 000, 40 000 et 50 000 m³. Même s'il s'agit de bassins théoriques, ces volumes peuvent néanmoins être rencontrés dans la réalité.

Après avoir fixé les hypothèses concernant le fonctionnement du bassin, il est possible d'évaluer pour chacun des mois le pourcentage de pollution interceptée par le bassin en fonction de son volume, les résultats pour la DCO sont présentés dans la figure ci dessous (les MES ne sont pas présentées car elles suivent exactement la même tendance que la DCO).



Charge de DCO interceptée par le bassin en fonction de son volume et du mois étudié

Pour l'azote, les résultats sont présentés de la même manière dans la figure ci dessous.



Charge d'azote interceptée par le bassin en fonction de son volume et du mois étudié

Une perturbation sur la sonde de conductivité au mois de décembre n'a pas permis un suivi de l'ensemble du mois c'est pourquoi les résultats ne sont pas présentés.

Dans les figures ci-dessus, par exemple, si 40 % de pollution est interceptée cela signifie qu'avec un bassin de cette taille, pour le mois en question, sur le DO de la STEP, alors 40 % de la charge de DCO normalement rejetée serait traité grâce au bassin. Les 60 % restant sont déversés car le bassin n'aurait pas la capacité de stocker l'ensemble du volume déversé.

Quelque soit la taille du bassin et le type de polluant, le pourcentage de charge interceptée varie en fonction du mois étudié. Effectivement il y a une relation directe et logique entre le volume déversé par mois et le pourcentage de pollution pouvant être interceptée. Durant le mois de septembre 2012 (le moins pluvieux), environ 72 000 m³ ont été déversés alors que 1 300 000 m³ l'ont été durant le mois de janvier 2013 (le plus pluvieux). Pour un bassin donné, le pourcentage de pollution stockée varie donc forcément entre ces deux extrêmes. Il est important de noter qu'un mois aussi pluvieux que celui de janvier 2013 est relativement rare sur la CDAPP et qu'il s'agit d'un cas extrême.

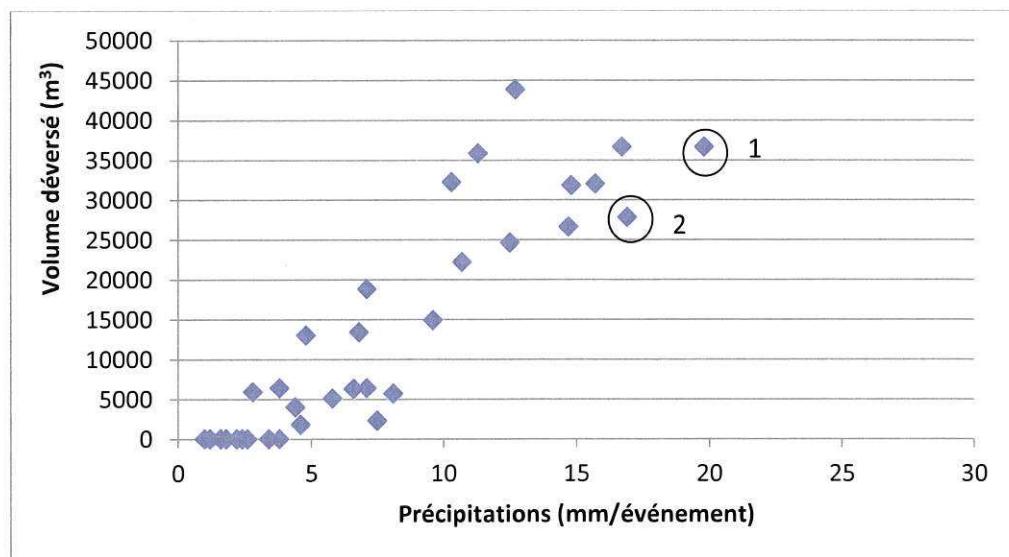
En ce qui concerne la DCO, quel que soit le mois étudié une rupture de pente apparaît sur les courbes pour un bassin d'un volume de 20 000 à 30 000 m³. Cette rupture de pente est relativement peu marquée pour le mois de janvier mais l'est particulièrement pour le mois de décembre. Elle est suivie par l'apparition d'un plateau. Au-delà de cette rupture, une augmentation de la taille de stockage n'a plus un impact important sur la quantité de pollution stockée. Ce phénomène est observé pour des bassins supérieurs à 30 000 m³ pour quatre mois sur cinq. Le mois de janvier étant tellement pluvieux que ce palier serait probablement observable pour des volumes de stockages plus importants. Pour des bassins allant de 5 000 à 30 000 m³, on se situe dans la pente maximum et de ce fait, la capacité d'interception de pollution est très largement dépendante du volume du bassin et de la quantité d'eau apportée par les événements pluvieux (près de 70 000 m³ déversé en moyenne par chaque épisode). Cette distribution est très probablement due au phénomène de first flush ; il semble que lorsque ce phénomène survient, il est contenu dans les premiers 30 000 m³, le volume d'eaux usées qui arrive ensuite est fortement dilué.

La distribution des courbes de charge de polluants interceptée en fonction du volume de stockage suggère donc qu'un bassin de 30 000 m³ permettrait de collecter en grande partie la pollution déversée à l'heure actuelle.

Pour l'azote, l'évolution de la charge interceptée en fonction de la taille de l'ouvrage est différente. Si une légère rupture de pente semble également avoir lieu à 30 000 m³, celle-ci est beaucoup moins nette que pour la DCO et il s'agit plutôt d'une évolution quasiment linéaire. Ce résultat semble logique car il a été démontré que pour l'azote le phénomène de first flush est peu présent, les premières eaux déversées ne sont donc pas forcément très concentrées en azote comme cela peut être le cas pour la DCO ou les MES. La taille du bassin de stockage va donc être directement proportionnelle à la quantité d'azote interceptée.

Pour la DCO et les MES, pour un volume de stockage de 20 000 à 30 000 m³ l'ouvrage permettait de réduire la charge déversée de 52 à 98 %, cette fourchette de volume de stockage conduirait à la collecte de 30 à 94 % d'azote selon les situations pluvieuses (sans prendre en compte le mois de janvier).

Afin d'apporter quelques précisions au dimensionnement de ce type de bassin, la figure ci-dessous présente la relation entre la hauteur de pluie et le volume déversé au niveau du DO de la STEP pour les déversements de moins de $50\ 000\ m^3$ de la période étudiée.



Relation pluie/déversements au niveau du DO de la STEP durant la période étudiée et pour les déversements de moins de $50\ 000\ m^3$

La figure ci-dessus prend en compte 37 des 47 événements pluvieux étudiés ce qui signifie que 10 des événements engendrent des déversements supérieurs à $50\ 000\ m^3$ ne sont pas présentés ici à cause d'un problème d'échelle sur la figure.

L'objectif de cette figure est d'évaluer la capacité de stockage du bassin en fonction de la hauteur d'eau précipitée, de la durée de chaque événement pluvieux et par conséquent de la période de retour de ces événements.

Un bassin de stockage de $50\ 000\ m^3$ pourrait stocker les déversements engendrés par un épisode pluvieux de 20 mm et d'une durée de 17 heures ce qui correspond à un événement de fréquence de retour mensuelle (1).

Un bassin de $30\ 000\ m^3$ pourrait quant à lui retenir les déversements engendrés par un événement pluvieux de 17 mm et d'une durée de 23 heures ce qui correspond à un événement de fréquence de retour de deux semaines (2).

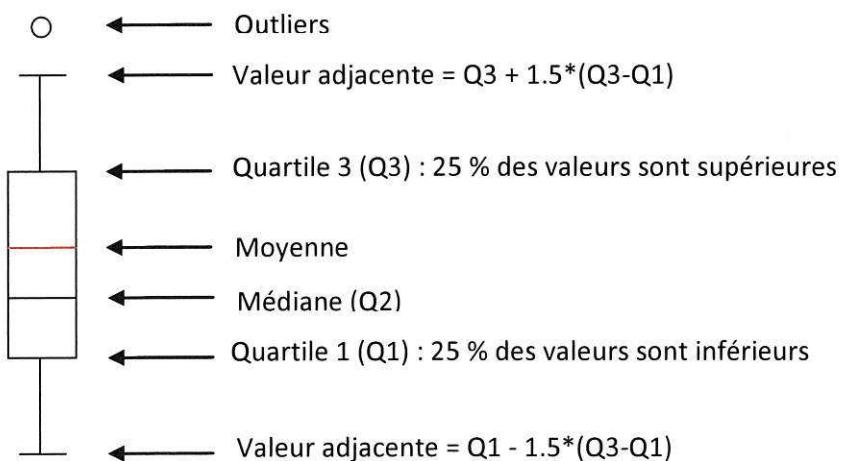
Enfin, un bassin de $10\ 000\ m^3$ pourrait stocker les déversements engendrés par un événement pluvieux de 8,1 mm et d'une durée de 8 heures ce qui correspond à un événement de fréquence de retour supérieur à une semaine.

Cet exemple permet d'illustrer une autre possibilité permettant le dimensionnement d'un ouvrage de stockage. Grâce à l'utilisation des courbes masse/volumes et à l'étude présentée ci-dessus, il apparaît qu'un ouvrage de $30\ 000\ m^3$ serait le volume qui apporterait le meilleur ratio entre volume stocké et charge de pollution stockée. En utilisant les résultats présentés dans la 0, il apparaît que cet ouvrage permettrait de stocker les déversements dû à une pluie de 17 mm et d'une durée de 23 heures ce qui correspond à une **fréquence de retour de deux semaines**.

Suite à cette étude, il apparaît que le dimensionnement d'un ouvrage est un choix délicat et que d'un point de vue technique un grand nombre de paramètres sont à prendre en compte en fonction des objectifs à atteindre. En plus de ces choix, les contraintes économiques et d'encombrement propres à chaque site sont à prendre en compte (ce qui n'a pas été fait dans ce calcul théorique). Néanmoins ce type d'ouvrage semble être un moyen efficace de réduire la charge de polluants rejetés au milieu naturel par les DO. Dans ce type d'étude, l'utilisation de la mesure en continu permet des calculs précis du fait du grand nombre d'événements pluvieux qu'il est possible de prendre en compte.

Annexe 5. Eléments constitutifs d'une « box plot » ou boîte à moustache

La figure « boîte à moustache » (ou « *Box and Whiskers plot* », John Tukey 1977) permet de visualiser sur un seul graphique l'ensemble des données obtenues. L'exemple ci-dessous indique quels sont les différents éléments qui composent une box plot.



Annexe 6. Rapport détaillé et analyse de la variance pour les relations entre la turbidité et les MES et la DCO et entre la conductivité et l'azote total (de gauche à droite)

| RAPPORT DÉTAILLÉ | |
|---|------------|
| Statistiques de la régression | |
| Coefficient de détermination multiple | 0,97019348 |
| Coefficient de détermination R ² | 0,94127559 |
| Coefficient de détermination R ² | 0,94066368 |
| Erreur-type | 4,128095 |
| Observations | 98 |

ANALYSE DE VARIANCE

| | Degré de liberté | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Valeur critique de F |
|------------|------------------|------------------|--------------------|------------|----------------------|
| Régression | 1 | 2622150,5 | 2622150,5E+04 | 1538,74911 | 6,69738E+01 |
| Résidus | 96 | 165591,6 | 1704,07927 | | |
| Total | 97 | 2785742,1 | | | |

| | Coefficients | Erreur-type | Statistique t | Probabilité | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95% | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95,0% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95,0% |
|-----------------|--------------|-------------|---------------|-------------|---|---|---|---|
| Constante | -5,40648674 | 6,45378826 | -0,839792691 | 0,4031112 | -18,18553234 | 7,3715608873 | -18,18553234 | 7,3715608873 |
| Turbidité (NTU) | 1,56138966 | 0,0582898 | 39,122689271 | 6,6974E+01 | 1,42598502 | 1,577994299 | 1,42598502 | 1,577994299 |

RAPPORT DÉTAILLÉ

Statistiques de la régression

| | Coefficient de détermination multiple | 0,94912 |
|---|---------------------------------------|---------|
| Coefficient de détermination R ² | 0,90983 | |
| Coefficient de détermination R ² | 0,89979 | |
| Erreur-type | 10,88 | |
| Observations | 98 | |

ANALYSE DE VARIANCE

| | Degré de liberté | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Valeur critique de F |
|------------|------------------|------------------|--------------------|-------|----------------------|
| Régression | 1 | 9776212,7 | 9776212,7 | 872,0 | 5,74175E-50 |
| Résidus | 96 | 1076290,4 | 11211,4 | | |
| Total | 97 | 10852503,1 | | | |

| | Coefficients | Erreur-type | Statistique t | Probabilité | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95% | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95,0% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95,0% |
|--------------|--------------|--------------|---------------|-------------|---|---|---|---|
| Constante | 39,726491 | 16,51304876 | 2,40576356 | 0,0180541 | 6,948349035 | 72,50463287 | 6,948349035 | 72,50463287 |
| Variable X 1 | 2,90017003 | 0,0982212609 | 29,5259082 | 5,742E-50 | 2,705219548 | 3,095120513 | 2,705219548 | 3,095120513 |

RAPPORT DÉTAILLÉ

Statistiques de la régression

| | Coefficient de détermination multiple | 0,896578 |
|---|---------------------------------------|----------|
| Coefficient de détermination R ² | 0,80421437 | |
| Coefficient de détermination R ² | 0,80324793 | |
| Erreur-type | 4,0615416 | |
| Observations | 68 | |

ANALYSE DE VARIANCE

| | Degré de liberté | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Valeur critique de F |
|------------|------------------|------------------|--------------------|----------|----------------------|
| Régression | 1 | 4475,72818 | 4475,72818 | 271,1034 | 4,62447E-25 |
| Résidus | 66 | 1089,61399 | 16,50930301 | | |
| Total | 67 | 5555,34219 | | | |

RAPPORT DÉTAILLÉ

Statistiques de la régression

| | Coefficients | Erreur-type | Statistique t | Probabilité | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95% | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95,0% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95,0% |
|--------------|--------------|-------------|---------------|-------------|---|---|---|---|
| Constante | -2,64899962 | 1,307408177 | -2,026145824 | 0,046795 | -5,259324235 | -0,036175 | -5,259324235 | -0,036175 |
| Variable X 1 | 0,0435232 | 0,002667757 | 16,45521789 | 4,624E-25 | 0,038598849 | 0,04251545 | 0,038598849 | 0,04251545 |

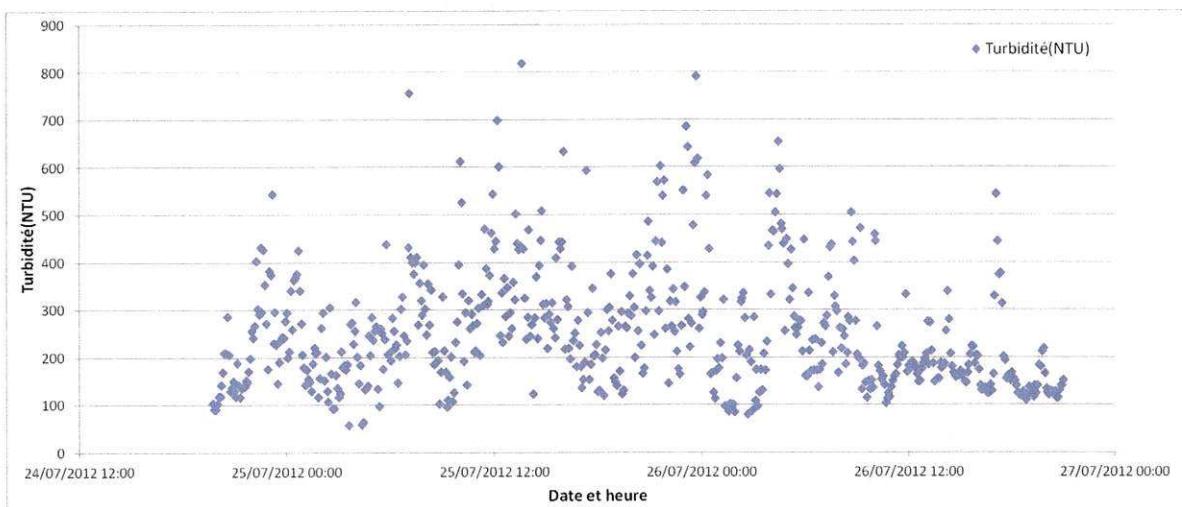
| | Coefficients | Erreur-type | Statistique t | Probabilité | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95% | Limite inférieure pour seuil de confiance = 95,0% | Limite supérieure pour seuil de confiance = 95,0% |
|--------------|--------------|-------------|---------------|-------------|---|---|---|---|
| Constante | -2,64899962 | 1,307408177 | -2,026145824 | 0,046795 | -5,259324235 | -0,036175 | -5,259324235 | -0,036175 |
| Variable X 1 | 0,0435232 | 0,002667757 | 16,45521789 | 4,624E-25 | 0,038598849 | 0,04251545 | 0,038598849 | 0,04251545 |

Annexe 7. Perturbations des mesures de turbidité dû à l'encrassement des sondes

Les mesures de turbidité peuvent être perturbées par deux types d'encrassement : le macro encrassement et le micro encrassement.

a) Macro encrassement

Il s'agit de l'obstruction des cellules optiques de la sonde du turbidimètre par des macros déchets flottants dans le réseau (papiers, chiffons, grosses particules,...). Une présence importante de flottants peut perturber les mesures pendant de longues périodes. Les mesures de turbidité peuvent retrouver des valeurs normales lorsque les déchets se décrochent. Mais il faut les enlever manuellement pour être certain que la sonde soit bien nettoyée et que signal redevienne normal. La figure ci dessous présente sur une période de cinq jours un problème d'encrassement.



Perturbations des mesures liées à un problème de macro encrassement

Les valeurs de turbidité mesurées sont dispersées de manière aléatoire. Ces mesures de turbidité ne suivent pas le cycle journalier observé lors d'un épisode de temps sec. Cela confirme bien un problème de mesure lié à la présence de déchets sur le capteur.

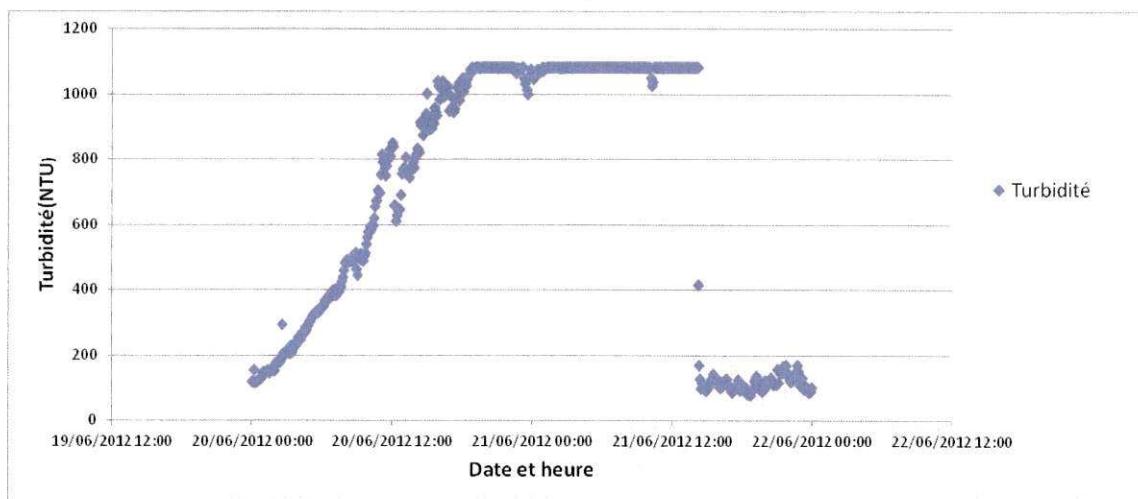
b) Micro encrassement

Il est dû aux dépôts de couches de graisses ou aux développements d'un biofilm (photo ci dessous) sur les cellules optiques de la sonde du turbidimètre.



Problème lié à un développement de biofilm sur la sonde

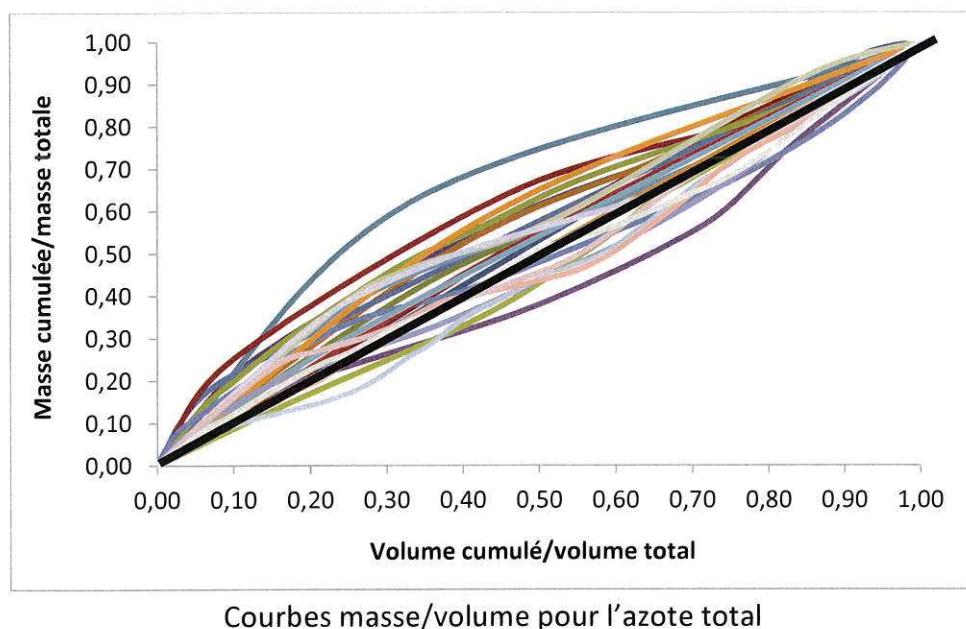
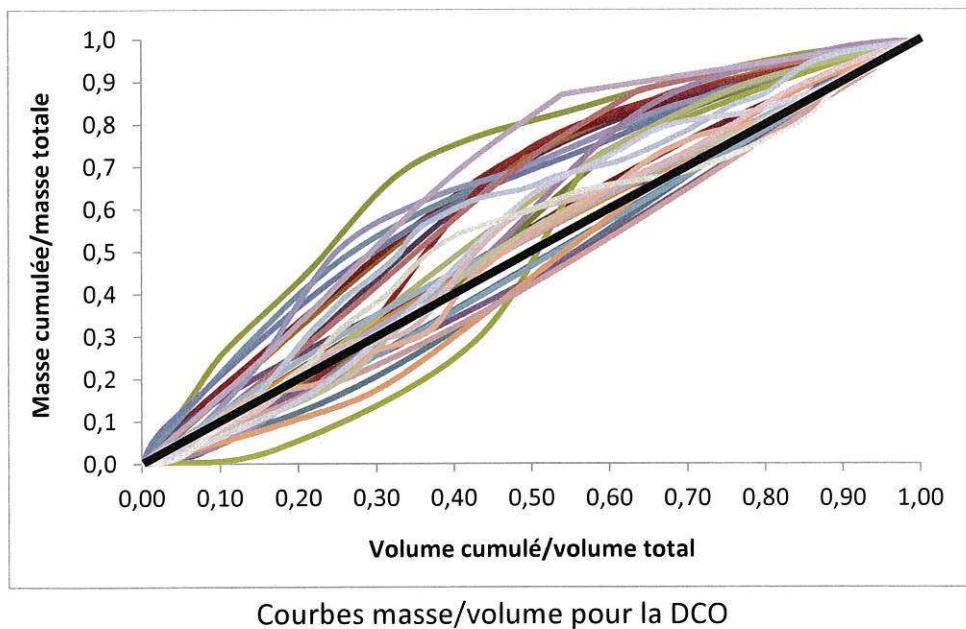
La figure ci-dessous illustre le phénomène observé lorsqu'un développement de biofilm survient.



Sur cette figure, les mesures de turbidité augmentent progressivement jusqu'à la valeur de 1 038 NTU. Cette valeur correspond à la valeur maximale du turbidimètre. Après le nettoyage de la sonde, les mesures redeviennent normales et suivent l'évolution des flux polluants.

Ce problème a été régulièrement rencontré en début d'étude car le premier turbidimètre installé ne possédait pas de système de nettoyage par « essuie glace ». Par la suite, l'utilisation d'un appareil possédant ce dispositif a permis de réduire très fortement ce type de problème. Néanmoins, un nettoyage manuel une fois par semaine est conseillé.

Annexe 8. Ensemble des courbes masses / volume de la période étudiée (47 événements pluvieux)



Annexe 9. Etude de l'évolution des coefficients a et b des fonctions de corrélation entre MES/turbidité, DCO/turbidité et azote/conductivité au cours du temps.

