Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac)

Solène Dutordoir

▶ **To cite this version:**

Solène Dutordoir. Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac). Chimie analytique. Université de Grenoble, 2014. Français. NNT : 2014GRENU036 . tel-01230592

HAL Id: tel-01230592
https://theses.hal.science/tel-01230592

Submitted on 18 Nov 2015

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE GRENOBLE

Spécialité : **Océan, Atmosphère, Hydrologie**

Arrêté ministériel : 7 août 2006

Présentée par

Solène DUTORDOIR

Thèse dirigée par **Philippe BELLEUDY** et
codirigée par **Julien NEMERY et Carlos RIVIERE**

préparée au sein du **Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE, UMR 5564, CNRS - Grenoble INP - IRD - UJF)**
dans **l'École Doctorale Terre Univers Environnement**

Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac)

Thèse soutenue publiquement le **6 juin 2014**,
devant le jury composé de :

Mme Marina COQUERY
Directrice de Recherche, IRSTEA Lyon (Rapporteur)
Mme Sophie AYRAULT
Ingénieur-Chercheur, HDR CEA, (Rapporteur)
Mme Anne-Catherine FAVRE
Professeur, Grenoble-INP, (Présidente)
Mr Jean-Luc BERTRAND-KRAJEWSKI
Professeur, INSA Lyon, (Examinateur)
Mme Céline LAGARRIGUE
Ingénieur Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, (Examinatrice)
Mr Philippe BELLEUDY
Professeur Université Joseph Fourrier (Directeur de thèse)
Mr Julien NEMERY
Maitre de conférences, Grenoble-INP, (Co-Directeur de thèse)
Mr Carlos RIVIERE
Docteur-Ingénieur Grenoble Alpes-Métropole, (Co-Directeur de thèse)

Université Joseph Fourier / Université Pierre Mendès France / Université Stendhal / Université de Savoie / Grenoble INP

Remerciements

Tout d'abord, merci à mes encadrants et en premier à toi Julien pour ta patience et ton optimisme à toute épreuve. Ça n'a pas été un long fleuve tranquille, mais nous sommes arrivés au bout de l'aventure et j'en suis bien contente ! Ta disponibilité et ta réactivité (particulièrement impressionnantes durant la phase de rédaction ;-) m'ont été d'une grande aide. Philippe, merci pour ton suivi, tes remarques toujours franches, (parfois peut-être un peu trop ;-) mais qui font avancer.

Merci Carlos, Jacqueline et Bruno pour votre encadrement à la Métro. J'ai été très heureuse de vous côtoyer et de travailler avec vous tout au long de ce projet au bout duquel je ne serai pas allée sans votre gentillesse et votre soutien sans faille. Vous avez été une grande source de motivation pour moi et je vous en remercie. Je tiens également à remercier tout le personnel de la régie d'assainissement de la Métro qui a toujours répondu à mes questions avec enthousiasme et efficacité. Merci Nicolas Laroche et Sylvain Meslier pour votre collaboration autour du schéma directeur d'assainissement.

Je voudrais adresser un grand merci aux membres de mon jury Marina Coquery, Sophie Ayrault, Jean-Luc Bertrand-Krajewski, Céline Lagarrigue et Anne-Catherine Favre pour leur intérêt pour ce travail ainsi que pour leurs remarques constructives et bienveillantes. Je remercie particulièrement Marina Coquery et Céline Lagarrigue pour leur éclairage tout au long de cette thèse. C'était un grand plaisir et une chance de pouvoir échanger avec vous tous lors de cette soutenance.

Un grand merci à l'Agence de l'Eau et à Grenoble Alpes Métropole pour leur soutient financier qui a permit de réaliser ce travail ainsi qu'à l'Association Nationale de la Recherche et de la Technologique (ANRT) et Grenoble Alpes Métropole pour m'avoir accordée une bourse de thèse CIFRE dans le cadre de ce contrat doctoral.

Ma thèse comprenait une partie terrain importante, et je remercie tous ceux qui sont venus goûter aux joies de l'échantillonnage et du conditionnement des échantillons d'eau pour le mercure. Je sais que ce ne fut pas une partie de plaisir pour tous de vous frotter de si près aux exigences de la chimie (n'est-ce pas Simon ☺!) et je vous en suis d'autant plus reconnaissante. Un grand merci en particulier à Camille Minaudo et Jérémy Arnaud qui m'ont accompagnés sur le terrain durant plusieurs mois, par tous les temps (mais non il ne pleuvait pas tous les jours de sortie..☺), merci pour votre travail et votre bonne humeur. Merci au pôle expérimentation pour l'aide à la station Isère campus. Je souhaite également remercier Alain Gautheron de la DREAL, François Lauters et Marine Cazilhac d'EDF pour les données de débit et de MES fournies, l'Institut Laue-Langevin pour avoir partagé leur données de turbidité et Fabien Thollet d'IRSTEA pour son accompagnement sur le terrain en Maurienne.

J'ai certains mois passé plus de temps à faire des analyses (autre grosse composante de ma thèse !) qu'assise à mon bureau, et j'adresse un grand merci à tout le personnel d'Isterre et en particulier à Delphine, Sarah et Lionel, pour votre aide et votre gentillesse au milieu de toutes ces machines. Les heures de manipulations m'auraient paru beaucoup plus longues sans vous ! Merci à Stéphane Guédron pour m'avoir initiée au monde du mercure, ce ne fut pas une mince affaire et je te suis très reconnaissante pour ta patience, tes conseils pertinents (même si je n'ai pas toujours réussi à les suivre) et ta musique ;-). Merci à Alexandra Coynel et Henry Etcheber pour votre accueil à Bordeaux et votre aide dans nos analyses de COP ! Merci également à Marianne Bonhomme ainsi que les autres employés du

laboratoire d'Aquapole qui se sont montrés très réactifs et flexibles tout au long de mes campagnes de mesures. Erwann, je suis contente de ne plus avoir à chercher mon matériel dans tous les placards du labo ☺ merci pour ton aide et ta joie de vivre. Merci Marie-Christine pour ta disponibilité et Emilie pour tes encouragements et tes conseils méthodologiques précieux sur la fin.

Merci à tout le personnel du LTHE et en particulier à Odette et Claire, vous êtes super et c'était une chance de vous avoir à nos côtés pour nous chouchouter ! Merci Patrick et Wajdi pour votre soutien informatique ! Petite pensée pour le club de gestion du stress au travail, j'ai adoré les échanges bienveillants lors de cette formation (je n'ai finalement pas consulté mais bizarrement je me sens déjà beaucoup moins stressée qu'a l'époque ☺).

Merci à tous les doctorants et stagiaires pour la super ambiance au labo et en dehors ! Les doctorants des premiers jours, Ben, Tonio, Aurél, Aline, Kako, Tom, Clément D., Thomas G., Phuong, Thao, Oliv, Joris, Ossenatou, Aloïs, Moussa, Jérémy P., Baptiste et Germain. Ceux de la deuxième vague, Valentin, Max, Mimi, et les dernières arrivées : Tania, Annette, Lise, Marine, Camille J. et Denisse (Girl power ☺). Bon courage pour la fin !

La nourriture compte beaucoup pendant une thèse, merci à tout le bureau pour m'avoir nourrie pendant ces 3 années :) Spéciale dédicace à Gashin et tes supers gâteaux iraniens, à Mohammed pour ton thé irakien et à Annette pour tes délicieuses galettes hollandaises ! Mon expertise de la langue française ne m'aura jamais autant servi que pendant ces dernières années ! Merci Kako pour tes fruits du Ru et Tom pour tes réconfortants carreaux de chocolat. Merci aussi à toi Valentin pour avoir partagé avec nous tes expériences culinaires parfois exotiques. Merci Guigui pour tes nombreux cafés au 3ème, où le temps d'un instant, la fusion entre LGGE et LTHE était déjà bien réelle.. Je remercie au passage les permanents pour leurs gentilles tournées générales de glaces et autres tartes pendant l'été notamment! Un merci particulier à l'équipe Transpore qui m'a souvent accueillie lors de leurs célèbres et fréquents goûters ! Merci Aline et Aurélien pour m'avoir initiée à la chimie, au chocolat à la chartreuse et aux douceurs normandes. Merci Marinou de m'avoir dédicacé ton délicieux Soteau ☺. Au-delà, merci pour tous les moments conviviaux passés ensemble.

Longue vie à la Laitue qui m'a permis de rencontrer pleins de chouettes doctorants d'autres labos, en particulier Rachel, Mélanie, Romain, John, Gabi, Nico. Les deux we d'inté furent mémorables ! Vivement celui de désintégration ☺.

Un merci spécial à toi, Ju, sans qui la préparation de mon oral de soutenance aurait été encore plus chaotique que ça ne l'a été ! Et non, choper un virus sur son ordi deux jours avant de soutenir, ça n'arrive pas qu'aux autres... Merci à ma super équipe de répétition de soutenance, Aline, Ju et Romain. Spécial dédicace à toi Rachou qui a été là quand j'en avais besoin et à professeur choucroute pour ton aide dans la dernière ligne droite de rendu de ce manuscrit, qui fut assez sinueuse. Merci aussi à mes Camille pour votre soutien (téléphonique et physique), c'est bientôt fini pour vous aussi les filles, courage ! Merci Cyril pour tes encouragements depuis Graz ! Gros merci à la Janson team et à Laurence et Christelle sur qui j'ai pu compter pendant ces 3 ans ! Pour finir, une petite pensée spéciale pour mes supers colocs (passées et présentes) qui se reconnaitront, pour les pinkies et pour Melissa que je n'ai pas réussi à mettre avant ☺!

Enfin, énorme merci à mes parents et à ma sœur pour votre présence, vos encouragement ainsi que pour la relecture de mes chapitres qui, je le sais, vous ont paru parfois obscurs ; alors Galou, elle parle de quoi ma thèse ? ☺

Liste des acronymes

ADCP : Acoustic Doppler Current Profiler
AERMC : Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée et Corse
AE : Agence de l'Eau
Al : Aluminium
AMPERES : Analyse de micropolluants prioritaires et émergents dans les rejets et les eaux superficielles
As: Arsenic
Cd: Cadmium
CMA : Concentration maximum autorisée (NQE)
CNR: Compagnie nationale du Rhône
COD : Carbone organique dissous
COP : Carbone organique particulaire
Cr: Chrome
Cu: Cuivre
DBO5 : Demande biologique en oxygène
DCE : Directive Cadre Européenne
DCO : Demande chimique en oxygène
DO : Déversoir d'orage
ECP : Eaux Claires Parasites
EH : Equivalents habitants
ERU : Eaux résiduaires urbaines
ETM : Eléments traces métalliques
EU : Eaux urbaines
Fe: Fer
HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
ICPE : Industries classées pour la protection de l'environnement
IPPC : Integrated Pollution Prevention and Control
La METRO : Grenoble-Alpes Métropole, communauté d'agglomération grenobloise
LDA : Laboratoire départemental de la Drôme
MA : Moyenne annuelle (NQE)
MRC : Matériel de référence certifié
MES : Matières en suspension
Mn : Manganèse
Ni : Nickel
NQE: Norme de qualité environnementale
NTK : Azote Kjeldahl
OBS : Optical backScatter sensor
P : Phosphore
Pb : Plomb
PCB : Polychlorobiphényle
PBDE : Polybromodyphényléther
POS : Plan d'occupation des sols
PIMPU : Observatoire de la pollution industrielle en milieu péri-urbain
RCO : Réseau de contrôle opérationnel de l'AE
REACH : Registration, evaluation and authorization of chemicals
RSDE : Programme de recherche et de réduction des substances dangereuses dans l'eau

RUTP : Rejets urbains de temps de pluie
SDA : Schéma directeur d'assainissement
SFA : Spectrométrie à Fluorescence Atomique
SIACVV : Syndicat intercommunal d'assainissement de Chamrousse, Vaulnaveys-le-Bas, Vaulnaveys-le-Haut
SIADI : Syndicat intercommunal d'assainissement du Drac Inférieur
SIBHA : Syndicat intercommunal Brié, Herbeys d'assainissement
SIEC : Syndicat intercommunal de l'égout collecteur de Tencin à Domène
SIVIG : Syndicat intercommunal de Vif, Le Gua et Miribel-Lanchâtre
Step : Station d'épuration des eaux usées
TBE : Très bon état

Communication

Articles

- N.Laroche, S.Dutordoir, S.Meslier, J.Nemery, P. Belleudy, V. Bouchareychas, N.Peyron, J.Landas-Maneval, C.Rivière. *Rejet de temps de pluie et impact sur le milieu récepteur – cas de l'agglomération grenobloise*. TSM (Techniques Sciences et Méthodes), n°6, 2013, p. 79-88

- J. Arnaud, S. Dutordoir J. Némery, P. Belleudy*. Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de MES et de carbone organique particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France).* La Houille Blanche, n°4, 2013, p. 37-42.

Posters

- *Use of high frequency data (suspended sediment and discharge) for the calculation of particulate metals fluxes in two alpine rivers: Isère and Drac.* S. Dutordoir, J. Némery, C. Minaudo, P. Belleudy, L. Landas-Maneval, C. Rivière, D. Dumas. Conférence internationale Is.River (Recherches et Actions au service des fleuves et grandes rivières) 2012 à Lyon.

- *Bilan des rejets de temps sec et de temps de pluie de l'agglomération Grenobloise : comparaison avec les flux transités dans le milieu récepteur sur l'année 2011*. S. Dutordoir, J. Némery, C. Minaudo, J. Arnaud, P. Belleudy, J.Landas-Maneval, C. Rivière, N.Laroche, S.Meslier. 5èmes Journées Doctorales en Hydrologie Urbaine 2012 à Strasbourg.

- *Particulate flux calculation based on metal contents and suspended sediment concentrations relationships : case study of turbid alpine river (Isere, France).* S. Dutordoir, J. Némery, S. Guédron, J. Arnaud, C. Minaudo, P. Belleudy, J.Landas-Maneval, C. Rivière. Conférence internationale EGU (European Geoscience Union) 2013 à Viennes (Autriche)

- *Rejet de temps de pluie et impact sur le milieu récepteur – cas de l'agglomération grenobloise*. N.Laroche, S.Dutordoir, S.Meslier, J.Nemery, P. Belleudy, V. Bouchareychas, N.Peyron, J.Landas-Maneval, C.Rivière. 8ème conférence internationale Novatech 2013 à Lyon (Pour une gestion intégrée et durable de l'eau dans la ville)

Table des matières

Introduction générale 1

1. Problématique générale 1

2. Contexte et enjeux locaux 2

3. Objectifs 4

4. Organisation du manuscrit 4

Chapitre 1 : Etat des connaissances sur le transfert de contaminants en France et dans le bassin grenoblois 7

***Introduction* 8**

1. Etat des connaissances générales 10

1.1. Contexte réglementaire 10

1.1.1. Substances polluantes pour l'eau 10

1.1.2. Rappels et enjeux réglementaires 11

1.2. Production et transfert de sédiments sur un bassin versant 17

1.2.1. Généralités sur le transport des sédiments 17

1.2.2. Estimation des flux de MES 22

1.2.3. Rôle des MES dans les cycles biogéochimiques 24

1.3. Sources et transferts de polluants dans les cours d'eaux 26

1.3.1. Source et transferts de nutriments 26

1.3.2. Source et transfert de carbone 28

1.3.3. Pollution multi métallique 32

1.3.4. Mercure 37

1.3.5. Stratégie d'échantillonnage 39

1.4. Source et transport de polluants d'origine urbaine 41

1.4.1. Programmes de recherche sur les polluants en milieu urbain 41

1.4.2. Circulation des polluants en milieu urbain en temps de pluie 41

1.4.3. Les rejets urbains de temps de pluie 41

1.4.4. Importance de la phase particulaire 42

1.4.5. Sources de pollutions urbaines 42

1.4.6. Niveaux de contaminations métalliques des RUTP 46

1.4.7. Contributions des différentes sources 47

1.4.8. Effets et impacts 48

2. Etat des lieux de la contamination dans le bassin grenoblois 49

2.1. Description du site d'étude 49

2.1.1. Caractéristiques du milieu récepteur 49

2.1.2. Caractéristiques du réseau de collecte et d'assainissement 60

2.2. Synthèse des données existantes 67

2.2.1. Données sur les cours d'eau superficiels 67

2.2.2. Données sur les réseaux d'assainissement 71

2.2.3. Données sur les rejets industriels 73

***Synthèse partielle* 79**

Chapitre 2 : Présentation de la stratégie d'échantillonnage et des méthodes analytiques 81

***Introduction* 82**

3. Mesures et échantillonnage 85

3.1. Présentation du réseau d'observation du milieu naturel 85

3.1.1. Sites de prélèvements 85

3.1.2. Mesures en continu 87

3.1.3. Stratégies d'échantillonnage 92

3.2. Présentation du réseau de suivi pluviométrique 95

3.2.1. Répartitions des stations de mesure 95

3.2.2. Historique des données 96

3.2.3. Répartition spatiale des précipitations et choix des stations de référence 97

3.3. Présentation des mesures sur le système d'assainissement 98

3.3.1. Mesures de débit et de turbidité 98

3.3.2. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre du SDA 101

3.3.3. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre de la thèse 102

3.4. Méthodes de prélèvement et de conditionnement 103

3.4.1. Préparation du matériel 103

3.4.2. Prélèvement d'eau 104

3.4.3. Traitement et conditionnement des échantillons 104

4. Méthodes analytiques 106

4.1. Détermination des concentrations en MES 106
4.2. Détermination des concentrations en carbone 107
4.2.1. Analyse du carbone organique dissous 107
4.2.2. Analyse du carbone organique particulaire 108
4.2.3. Analyse de la DCO et de la DBO_5 108
4.3. Détermination des concentrations en nutriments 108
4.3.1. Analyse du phosphore (Ptot) 109
4.3.2. Analyse des orthophosphates (PO_4^-) 109
4.3.3. Analyse de l'azote Kjeldahl (NTK) 109
4.3.4. Analyse des nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2) et des orthophosphates (PO_4^{3-}) 109
4.3.5. Analyse de l'ammonium (NH_4^+) 110
4.4. Détermination des concentrations en ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) 110
4.4.1. Mise en solution des ETM particulaires 110
4.4.2. Analyse des ETM particulaires et dissous 111
4.5. Détermination des concentrations en Hg 111
4.5.1. Analyse du mercure total dissous 112
4.5.2. Analyse du monométhylmercure dissous 113
4.5.3. Analyse du mercure total particulaire 114
5. Calculs de flux et incertitudes associées 116
5.1. Méthodes de calcul de flux dans le milieu naturel 116
5.1.1. Calcul de flux de MES 116
5.1.2. Calcul de flux de contaminants 117
5.2. Calcul des flux dans le réseau urbain 119
5.2.1. A l'échelle de l'événement 119
5.2.2. A l'échelle annuelle 120
5.3. Incertitudes 120
5.3.1. Incertitudes liées à la mesure du débit 121
5.3.2. Incertitudes de mesures liées à l'utilisation du turbidimètre 122
5.3.3. Incertitude globale sur le calcul de flux de MES 124
5.3.4. Incertitudes sur la mesure de concentration en contaminant 125
5.3.5. Incertitude spécifique liée à l'échantillonnage en réseau 125
***Synthèse partielle* 128**

Chapitre 3 : Variations spatio-temporelles des MES dans le milieu naturel et dans le réseau urbain 129

Introduction **..... 130**

6. Variations spatiotemporelles des MES dans le milieu naturel et dans le milieu urbain 132

6.1. Fonctionnement hydro-sédimentaire des bassins versants étudiés 132

6.1.1. Caractérisation des débits en 2011 et 2012 132

6.1.2. Variation des concentrations en MES 136

6.1.3. Description des événements de fort transport sédimentaire 144

6.1.4. Variabilité des flux de MES 154

6.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur lors des événements pluvieux déversants échantillonnés 162

6.2.1. Caractéristiques des événements pluvieux 162

6.2.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur 164

6.3. Fonctionnement du système d'assainissement en lien avec la pluviométrie 169

6.3.1. Volumes déversés par le système d'assainissement 169

6.3.2. Variation des concentrations en MES dans les rejets urbains 177

6.3.3. Variabilité des flux de MES 182

Synthèse partielle **..... 192**

Chapitre 4 : Dynamique de la pollution carbonée et des nutriments dans le milieu naturel et dans les rejets urbains 193

Introduction **..... 194**

7. Variations spatio-temporelles dans le milieu récepteur et dans les rejets urbains 196

7.1. Variations dans le milieu récepteur 196

7.1.1. Homogénéité des différentes bases de données 196

7.1.2. Variations spatio-temporelles 199

7.2. Variations dans les rejets urbains 203

7.2.1. Variabilité des rejets en sortie de Step 203

7.2.2. Variabilité des déversements au niveau des DO et au DO Step 205

7.3. Recherche de grandeurs d'influence 209

7.3.1. Dans le milieu naturel 209
7.3.2. Dans les rejets urbains 212
7.4. Calcul de flux en rivière 214
7.4.1. Flux de DCO, DBO_5, NTK et Ptot transités dans le milieu naturel 214
7.4.2. Apport méthodologique des mesures haute fréquence : application au flux de COP à la station Isère campus 215
7.5. Calcul des flux déversés par le système d'assainissement 225
7.5.1. Flux issus du système d'assainissement lors des campagnes de temps de pluie ... 225
7.5.2. Estimation des déversements annuels 228
7.6. Bilan des flux urbains et des flux transités dans le milieu naturel 231
7.6.1. Bilans annuels 231
7.6.2. Bilans événementiels 232
***Synthèse partielle* 234**
Chapitre 5 : Transfert des éléments traces métalliques dans le milieu naturel et dans le réseau urbain 237
***Introduction* 238**
8. Dynamique des concentrations en ETM particulaires (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) 240
8.1. Etude des concentrations en ETM dans le milieu récepteur 240
8.1.1. Variations spatiales dans les sédiments déposés à l'échelle des bassins versants et de l'agglomération 240
8.1.2. Variations spatiales des ETM dans les MES à l'échelle du bassin grenoblois..... 241
8.1.3. Relations ETM, MES, COP et débit 247
8.2. Etude des concentrations en ETM particulaires dans les rejets urbains .. 253
8.2.1. Rejets Step 253
8.2.2. Rejets aux DO 254
8.3. Flux d'ETM particulaires 255
8.3.1. Dans le milieu naturel 255
8.3.2. Dans le système d'assainissement 259
8.3.3. Comparaison des flux d'ETM particulaires transités dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement 264

9. Dynamique du mercure 268

9.1. Variations dans le milieu récepteur 268

9.1.1. Variations spatio-temporelles 268

9.1.2. Recherche de grandeurs d'influence 280

9.2. Dans les rejets urbains 283

9.2.1. En sortie de Step 283

9.2.2. Au niveau des déversoirs d'orage (DO) 284

9.3. Flux de mercure 285

9.3.1. Synthèse des flux de mercure transités dans le milieu récepteur 285

9.3.2. Flux transités dans le système d'assainissement 289

9.3.3. Comparaison des flux 292

***Synthèse partielle* 294**

Conclusion générale et perspectives 297

1. Etat des lieux de la contamination 297

2. Stratégie d'observation 297

3. Incertitudes liées aux calculs de flux 298

4. Variabilité spatio-temporelle dans le milieu naturel 299

5. Variabilité spatio-temporelles dans le système d'assainissement 300

6. Estimation des flux transités dans le milieu naturel 300

7. Estimation des flux transités dans le système d'assainissement 301

8. Bilans des flux urbains versus milieu Isère-Drac 302

9. Perspectives 304

Bibliographie 307

Table des figures 325

Table des tableaux 338

Annexes 345

Introduction générale

1. Problématique générale

Les activités humaines génèrent de multiples éléments polluants susceptibles de se concentrer dans les différents compartiments de l'environnement (air, eau et sol), entrainant ainsi de nombreuses perturbations pour les milieux naturels. L'expansion des villes amplifie ce phénomène par la concentration des activités et de la population, rendant ainsi les milieux aquatiques particulièrement sensibles aux rejets urbains en période de pluie. En effet, lors d'événements pluvieux, une partie des eaux collectées par les systèmes d'assainissement n'est pas traitée et est directement déversée dans le milieu récepteur au niveau d'exutoires pluviaux, de déversoirs d'orage (DO) et/ou de stations d'épuration (Step) [*Chocat*, 1997]. La charge en polluants des « rejets urbains par temps de pluie » (RUTP) est variable et peut être élevée. Compte tenu des importants volumes mis en jeu, il est reconnu que les RUTP peuvent contribuer à la dégradation de la qualité physico-chimique et biologique du milieu aquatique [*Brelot and Chocat*, 1996] et également altérer les usages de l'eau [*Burton Jr and Pitt*, 2001]. De nombreuses études menées depuis les années soixante ont montré que la pollution transportée par temps de pluie était essentiellement sous forme particulaire [*Chebbo*, 1992; *Rocher et al.*, 2004], justifiant l'intérêt pour cette phase. En effet, la répartition des polluants entre phases dissoute et particulaire s'effectue en fonction des propriétés physico-chimiques des molécules.

Il en est de même dans les fleuves et rivières, où les matières en suspension (MES) ont été identifiées comme le moyen de transport privilégié de nombreux nutriments, métaux lourds et contaminants organiques [*Walling et al.*, 2003; *Horowitz*, 2008]. Le transport de sédiments reflète les processus d'érosion des sols et contrôle le transfert de nombreuses substances toxiques associées [*Horowitz*, 1991; *Miller*, 1997; *Horowitz et al.*, 2001]. Or, près de 95 % des sédiments atteignant les océans seraient apportés par les rivières [*Syvitski et al.*, 2003], le reste étant apporté par le vent, les glaciers et l'érosion des côtes. Une attention croissante a ainsi été portée sur la quantification du transport de MES compte tenu de son rôle potentiel comme vecteur de contaminants tels que les éléments traces métalliques [*Coynel et al.*, 2007; *Meybeck et al.*, 2007; *Horowitz*, 2008], les nutriments [*Walling et al.*, 2001; *Coynel et al.*, 2005a; *Némery and Garnier*, 2007] ou autres substances hydrophobes vers le milieu aquatique.

Dans l'objectif de diminuer les apports de contaminants au milieu récepteur, il est indispensable de quantifier les contributions respectives des différentes sources (industrielles, urbaines, etc). En prérequis, il faut pouvoir estimer les flux dans le milieu naturel avec une incertitude acceptable. Pour cela, une connaissance précise du comportement des MES lié aux variations hydrologiques et à la forme du bassin est

nécessaire pour établir des bilans de masse annuels et caractériser les transferts de particules dans les systèmes fluviaux [*Quémerais et al.*, 1999; *Schäfer et al.*, 2002; *Audry et al.*, 2004; *Coynel et al.*, 2004a]. L'établissement de flux de contaminants particulaires nécessite aussi de disposer à la fois de mesures de débit, de concentrations en MES et de teneurs en contaminants sur un même site, ce qui est rare en raison du coût matériel et humain.

Sur la plupart des cours d'eaux français, le débit est actuellement mesuré au pas de temps horaire. Ces mesures permettent d'estimer que le débit sur une même section peut varier d'un facteur 1 à 100 dans le temps. Les mesures de concentrations en matières en suspension (MES) en revanche sont encore le plus souvent issues de prélèvements ponctuels ne permettant pas d'observer les variations temporelles des MES. Le développement des mesures dans le cadre du suivi réglementaire de qualité de l'eau ainsi que l'apparition des mesures en continu par turbidimétrie ont permis d'augmenter le nombre de données disponibles. Les variations temporelles des concentrations en MES d'un cours d'eau sont ainsi estimées varier d'un facteur 1 à 10 000. Les données de contaminants particulaires sont les plus rares en raison des moyens techniques importants à mettre en œuvre pour leur suivi. Les données disponibles sont principalement issues de suivis réglementaires à pas de temps fixe et à faible fréquence, ne permettant pas d'étudier la réponse des systèmes aux conditions hydrologiques. Quelques suivis ont été menés dans le cadre de programmes de recherches ou d'observation intensive. La pollution polymétallique des sédiments aquatiques a ainsi été observée sur plusieurs bassins français [*Meybeck et al.*, 2004, 2007; *Elbaz-Poulichet et al.*, 2006; *Thévenot et al.*, 2007; *Lanceleur et al.*, 2011; *Grosbois et al.*, 2012], et l'impact urbain a été notamment mis en évidence sur le bassin parisien [*Estèbe*, 1996; *Estèbe et al.*, 1997; *Gasperi et al.*, 2009; *Varrault*, 2011]. Toutefois, hormis ces études, les longues séries de données sur les contaminants particulaires restent rares et le calcul de flux de contaminants est limité par le manque de données disponibles.

2. Contexte et enjeux locaux

Les rivières Isère et Drac, traversant l'agglomération grenobloise, sont le milieu récepteur de plus de 400 000 équivalents habitants. Les effluents collectés par les réseaux d'assainissement de 54 communes sont traités en une unique station d'épuration (step) dénommée Aquapole, puis rejetés dans l'Isère à l'aval de l'agglomération, après sa confluence avec le Drac, à l'aval du barrage hydroélectrique de Saint-Egrève. Les principaux DO de l'agglomération sont situés au centre de Grenoble et déversent en temps de pluie vers le milieu récepteur Isère.

Les gestionnaires de systèmes d'assainissement urbain ont pour obligation réglementaire d'estimer les charges en MES et en pollution organique rejetées dans les milieux aquatiques en temps sec ainsi qu'en temps de pluie par les DO soumis à autorisation

préfectorale[1]. Jusqu'à maintenant, les charges rejetées par les déversoirs d'orage au milieu récepteur sont estimées à partir des charges mesurées en entrée de la Step et par une mesure optique des débits rejetés à chaque déversoir. Un calcul rapide de dilution des charges apportées à l'Isère lors des principaux événements pluvieux ne semble pas alarmant. Néanmoins, bien que l'Isère ne soit pas classée comme une rivière sensible[2] à l'eutrophisation, des pollutions nutritives ont été observées en aval de l'agglomération.

Par ailleurs, les derniers textes réglementaires basés sur la Directive cadre européenne (DCE), adoptée fin 2000 et traduite en droit français en 2006, ont pour objectif la restauration du bon état écologique et chimique des milieux aquatiques d'ici 2015. En particulier, les actions de recherche engagées visent à identifier puis réduire les rejets de micropolluants organiques et minéraux dans les masses d'eau par les divers exutoires ponctuels et diffus, notamment les rejets urbains et industriels.

Dans ce cadre, la communauté d'agglomération Grenoble-Alpes Métropole, dénommée « la Métro », a souhaité engager un travail de recherche pour guider les orientations de la collectivité en matière d'identification, de compréhension et de lutte contre les pollutions particulaires, organiques, nutritives et diffuses et ainsi prendre en compte les recommandations de l'Agence de L'Eau en terme des suivis des rejets de l'agglomération de Grenoble. Grenoble Alpes Métropole souhaite mieux estimer l'impact des rejets urbains sur le milieu afin d'adapter, le cas échéant, les technologies de traitement de ses RUTP et de sa station d'épuration aux conditions d'acceptabilité du milieu récepteur. Ceci nécessite donc une étude croisée du système d'assainissement et du milieu naturel et a donc motivé cette étude, dont l'un des enjeux est notamment de quantifier les contributions respectives des rejets de la Step et des DO. La Métro a ainsi financé l'instrumentation des principaux déversoirs d'orage dans le cadre de l'élaboration de son nouveau schéma directeur d'assainissement. Des campagnes de mesures des RUTP au niveau de ces DO ont ainsi été menées entre 2011 et 2012 sur l'ensemble des substances prioritaires définies par la DCE et sur les paramètres classiquement mesurés en réseau d'assainissement. Ces campagnes ont pour objectif de mieux caractériser les charges polluantes transitées dans le système d'assainissement afin d'estimer les flux annuels et événementiels déversés dans le milieu naturel.

L'estimation des flux transités dans le milieu naturel s'appuiera sur la mesure en continu des débits et des concentrations en MES sur l'Isère et le Drac couplée à la mise en place d'un suivi de qualité du milieu naturel spécifique en période de crue. En effet, la concentration des polluants dans les eaux superficielles a été largement étudiée, cependant, peu d'études s'intéressent à ces concentrations en forts débits [*Rabiet et al.*, 2010; *Taghavi et al.*, 2010, 2011]. Or, la majeure partie du transfert de polluants vers le cours d'eau a lieu

[1] Déversoirs d'orage destinés à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure à 600 $kg.j^{-1}$ de DBO_5

[2] D'après la classification établie au niveau européen pour la mise en place de la Directive sur les Eaux Résiduaires Urbaines ERU de 1991

en périodes de fortes pluies et de hauts débits [*Shafer et al.*, 1997; *Meybeck*, 2005; *Taghavi et al.*, 2010]. De plus, le calcul de flux nécessite un nombre de données important, or l'effort d'échantillonnage et d'acquisition de ces données est non négligeable. C'est pourquoi il a été proposé de tester l'utilisation d'une sonde spectrométrique in situ.

3. Objectifs

Le premier objectif de cette thèse est de permettre une meilleure connaissance de l'impact des rejets d'eaux usées de la communauté d'agglomération Grenoble Alpes Métropole sur l'Isère. Nous avons pour cela cherché à répondre à trois principales questions : quelles sont les substances problématiques sur le bassin grenoblois ? Quelles sont les contributions respectives des rejets de temps de pluie et des rejets de temps sec dans les charges déversées par le système d'assainissement ? Et quelle est la part des rejets urbains dans les flux transités dans le milieu naturel ? Ce travail de synthèse des données existantes sur l'état de pollution du bassin grenoblois a mis en évidence plusieurs familles de polluants particulièrement présentes dans l'Isère et le Drac. Nous avons choisi de nous intéresser aux éléments traces métalliques (ETM), dont des sources significatives sont signalées sur le bassin versant et qui sont fréquemment présents dans les rejets urbains de grandes agglomérations. L'affinité particulière des ETM avec la matière organique a justifié le suivi en parallèle du carbone organique. Enfin, l'étude des nutriments a été motivée par l'observation de pollutions nutritives à l'aval de l'agglomération. Afin de quantifier la part des rejets urbains dans les flux du milieu naturel, notre étude s'est attachée à caractériser l'évolution de ces polluants dans le milieu naturel à l'amont et à l'aval des principaux rejets du système d'assainissement.

Le second objectif de ces travaux de thèse est d'étudier la dynamique de ces polluants dans le milieu récepteur, afin de déterminer notamment les moments où le milieu est le plus sensible. Nous chercherons ainsi à répondre aux questions suivantes : quelle est la variabilité du carbone, des nutriments et des ETM dans le milieu récepteur ? Quelles sont les contributions respectives des différents régimes hydrologiques dans les flux annuels transités ? Et enfin, existe-t-il des liens entre ces paramètres et des paramètres mesurés en continu tels que le débit ou les MES ? Afin de répondre à ces questions, une stratégie d'échantillonnage basée sur des prélèvements réguliers et renforcés lors des événements de fort transport sédimentaire a été établie sur l'Isère à l'amont de l'agglomération, où nous disposons d'une station de mesure et de prélèvement. Ce suivi a permis d'apporter des éléments de réflexion sur la méthodologie du calcul de flux de polluants en rivière, et notamment sur l'apport des mesures en continu de la turbidité, du débit, ainsi que d'une sonde spectrométrique.

4. Organisation du manuscrit

Le manuscrit est organisé en cinq chapitres. Le premier est composé de deux sous-parties. La première sera consacrée à un rappel réglementaire suivi d'un état des

connaissances générales non exhaustif sur la production et le transfert des sédiments sur un bassin versant. Les sources et le transfert des polluants étudiés dans les milieux aquatiques et dans les rejets urbains seront ensuite abordés. La seconde présentera les caractéristiques du milieu récepteur et du système d'assainissement puis établira un état des lieux de la contamination sur le bassin versant de l'Isère et du Drac, dans les cours d'eaux, le système d'assainissement et les rejets industriels.

Le second Chapitre sera consacré à la description du suivi rapproché de ces pollutions mis en place sur le milieu récepteur, ainsi que celui déployé sur le système d'assainissement dans le cadre du schéma directeur d'assainissement. Les méthodes analytiques et les méthodes de calcul de flux et de détermination des incertitudes liées à ces calculs seront abordées dans une seconde partie.

Le troisième Chapitre sera dédié à la caractérisation du fonctionnement hydrosédimentaire des bassins versants de l'Isère et du Drac afin de replacer dans leur contexte hydrologique les épisodes de pluies échantillonnés. Une attention particulière sera portée aux événements de fort transport sédimentaire.

Le quatrième Chapitre traite de la variabilité spatio-temporelle des concentrations en nutriments et des formes carbonées suivis dans le réseau urbain et dans le milieu naturel. Nous nous intéresserons à cette occasion à l'apport d'une sonde spectrométrique pour le suivi continu du carbone organique particulaire et au bilan des flux transités dans le milieu naturel et dans le réseau urbain.

Enfin, nous étudierons les variations spatio-temporelles des ETM sur le système Isère-Drac et présenterons les estimations de bilans de flux transités dans le milieu et dans le réseau. Les résultats du suivi du mercure, dont la spéciation a été étudiée, seront traités séparément dans une seconde partie.

Chapitre 1 : Etat des connaissances sur le transfert de contaminants en France et dans le bassin grenoblois

La pollution des milieux aquatiques est étroitement liée à la pollution de l'air et des sols en raison de l'interaction permanente entre ces trois compartiments de la biosphère. Nous nous limiterons dans cette étude à la pollution chimique de l'eau et particulièrement à celle des sédiments associés, en lien notamment avec le réseau urbain.

La première partie de ce Chapitre bibliographique présente les principales familles de polluants et rappelle les différentes réglementations qui encadrent les rejets urbains et l'évaluation de la qualité des masses d'eau. Les enjeux et les mécanismes en jeu sur l'ensemble du bassin versant, de la production des sédiments à leur transport en rivière, seront ensuite décrits dans une seconde partie. De multiples sources de pollutions sont susceptibles d'impacter la qualité d'une rivière. Les sources naturelles et anthropiques feront l'objet de la troisième partie de ce chapitre. Nous nous intéresserons principalement ici aux sources de pollutions issues du réseau urbain que nous aborderons dans la quatrième partie de ce chapitre.

Table des matières

1. Etat des connaissances générales 10

1.1. Contexte réglementaire 10

1.1.1. Substances polluantes pour l'eau 10

1.1.2. Rappels et enjeux réglementaires 11

1.2. Production et transfert de sédiments sur un bassin versant 17

1.2.1. Généralités sur le transport des sédiments 17

1.2.2. Estimation des flux de MES 22

1.2.3. Rôle des MES dans les cycles biogéochimiques 24

1.3. Sources et transferts de polluants dans les cours d'eaux 26

1.3.1. Source et transferts de nutriments 26

1.3.2. Source et transfert de carbone 28

1.3.3. Pollution multi métallique 32

1.3.4. Mercure 37

1.3.5. Stratégie d'échantillonnage 39

1.4. Source et transport de polluants d'origine urbaine 41

1.4.1. Programmes de recherche sur les polluants en milieu urbain 41

1.4.2. Circulation des polluants en milieu urbain en temps de pluie..... 41

1.4.3. Les rejets urbains de temps de pluie..... 41

1.4.4. Importance de la phase particulaire 42

1.4.5. Sources de pollutions urbaines 42

1.4.6. Niveaux de contaminations métalliques des RUTP..... 46

1.4.7. Contributions des différentes sources 47

1.4.8. Effets et impacts..... 48

2. Etat des lieux de la contamination dans le bassin Grenoblois..... 49

2.1. Description du site d'étude 49

2.1.1. Caractéristiques du milieu récepteur..... 49

2.1.2. Caractéristiques du réseau de collecte et d'assainissement 60

2.2. Synthèse des données existantes 67

2.2.1. Données sur les cours d'eau superficiels 67

2.2.2. Données sur les réseaux d'assainissement 71

2.2.3. Données sur les rejets industriels 73

1. Etat des connaissances générales

1.1.Contexte réglementaire

1.1.1. Substances polluantes pour l'eau

Les activités humaines ont généré ou augmenté la présence naturelle de multiples contaminants, sans maîtrise de leur gestion et ces substances peuvent ainsi se retrouver à l'état de traces dans les rejets urbains (domestiques, industriels), dans les réseaux, en entrée et en sortie de stations d'épuration des eaux (STEP), puis dans les milieux récepteurs. Même à très faibles doses ($\mu g.L^{-1}$ à $ng.L^{-1}$), leur présence peut avoir des effets cancérigènes, mutagènes, reprotoxiques, neurotoxiques.

On définit comme substance polluante pour l'eau toute substance qui rend impropre sa consommation ou qui dégrade certaines de ses propriétés [*Bliefert and Perraud*, 2008]. **Les matières en suspension (MES)** ne sont pas en soi une pollution mais peuvent être un vecteur de polluants, adsorbés sur la matière organique, les argiles ou les oxydes. De plus, elles peuvent, lorsqu'elles sont présentes en trop grande concentration, réduire la transparence de l'eau, entraîner un colmatage du fond des lits et avoir ainsi des conséquences néfastes sur l'état biologique des cours d'eau.

Parmi les composés émis, certains sont biologiquement dégradables tels que les **substances nutritives (azote et phosphore)**, toutefois leur rejet en quantité excessive dans les cours d'eaux entraîne la prolifération d'algues et peut provoquer des problèmes d'eutrophisation.

Dans le cas idéal, les déchets organiques se décomposent par auto-épuration biologique jusqu'à minéralisation complète. Leur dégradation par les bactéries et autres organismes présents dans le milieu consomme de l'oxygène. Lorsque les déchets organiques sont en excès, leur décomposition peut entraîner l'asphyxie de la faune aquatique. **La pollution organique (caractérisée par les mesures de DCO, DBO_5 ou encore des formes dissoutes et particulaire du carbone)** est provoquée par les polluants carbonés et a longtemps été la principale pollution des milieux aquatiques. Elle provient des déchets domestiques, agricoles ou industriels lorsque ceux-ci sont rejetés sans traitement préalable.

D'autres substances sont difficilement voire non dégradables, comme les métaux, les résidus de pesticides ou encore les composés hydrocarbures halogénés. **Les micropolluants minéraux (polluants métalliques)** proviennent essentiellement des rejets industriels, de l'épandage sur les sols agricoles d'oligoéléments ou de boues résiduelles de stations d'épuration, de l'utilisation de certains fongicides, des retombées atmosphériques ou du ruissellement des eaux de pluie sur les toitures, les routes et les chaussées (Tableau 1-1). La pollution métallique pose un problème particulier du fait de la non biodégradabilité des métaux. De plus certains éléments se concentrent par bio-accumulation dans les organismes vivants tout au long de la chaîne alimentaire.

Tableau 1-1 : Synthèse des grandes familles de micropolluants minéraux et organiques

	Famille	Caractéristiques	Sources
Polluants minéraux	Métaux	Non biodébradables, toxiques par accumulation dans les tissus des organismes vivants	Présence naturelle dans les sols, exploitations de mines, rejets d'effluents industriels, ruissellement sur les zones urbaines
Polluants organiques	Pesticides	Présents majoritairement dans l'eau, peuvent subir des transformations et une biodégradation	Exploitation agricole et usages urbains
	PCB (polychlorobiphényles)	Substances chlorées non biodégradables, forte bioaccumulation le long de la chaine trophique	Transformateurs électriques, condensateurs
	HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques)	Peu solubles dans l'eau, se bioaccumulent dans les graisses	Combustion de la biomasse, transport routier
	Phtalates	Pas facilement biodégradables, forte capacité de bioaccumulation	Matériaux en PVC, peintures, isolants
	Benzènes	Volatils, très inflammables et cancérogènes	Produits dérivés du pétrole

D'autres polluants, introduits notamment par l'industrie dans l'environnement, sont pratiquement réfractaires à toute forme de dégradation par voie biologique (PCB, PBDE, etc…) et leur teneur augmente ainsi dans les eaux, les sédiments et le long de la chaîne trophique. **Les micropolluants organiques** sont plus ou moins toxiques au regard de l'alimentation en eau potable ou de la vie aquatique (Tableau 1-1). Les principales familles sont les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les polychlorobiphényles (PCB) et les produits phytosanitaires (pesticides) (Tableau 1-1). Ces deniers peuvent contenir des éléments traces métalliques dans leur composition, notamment du zinc ou du manganèse ainsi que des minéraux stables dans le milieu naturel comme le soufre.

Plus récemment, la dangerosité de certaines nouvelles substances dites « émergentes » (ex. substances pharmaceutiques, nouveaux pesticides et leurs produits de dégradation, etc..) a été prise en considération par les toxicologues et les pouvoirs publics. La mise au point de techniques analytiques permettant leur mesure est encore en court de développement afin de combler le manque de connaissances sur les niveaux d'exposition et/ou sur leur toxicité dans les eaux.

1.1.2. Rappels et enjeux réglementaires

Face au constat d'urgence de la dégradation des masses d'eau, de nombreuses actions (réglementaires, de recherche) ont été engagées, à l'échelle mondiale, européenne et nationale pour étudier, recenser puis réduire voire supprimer l'émission de ces substances.

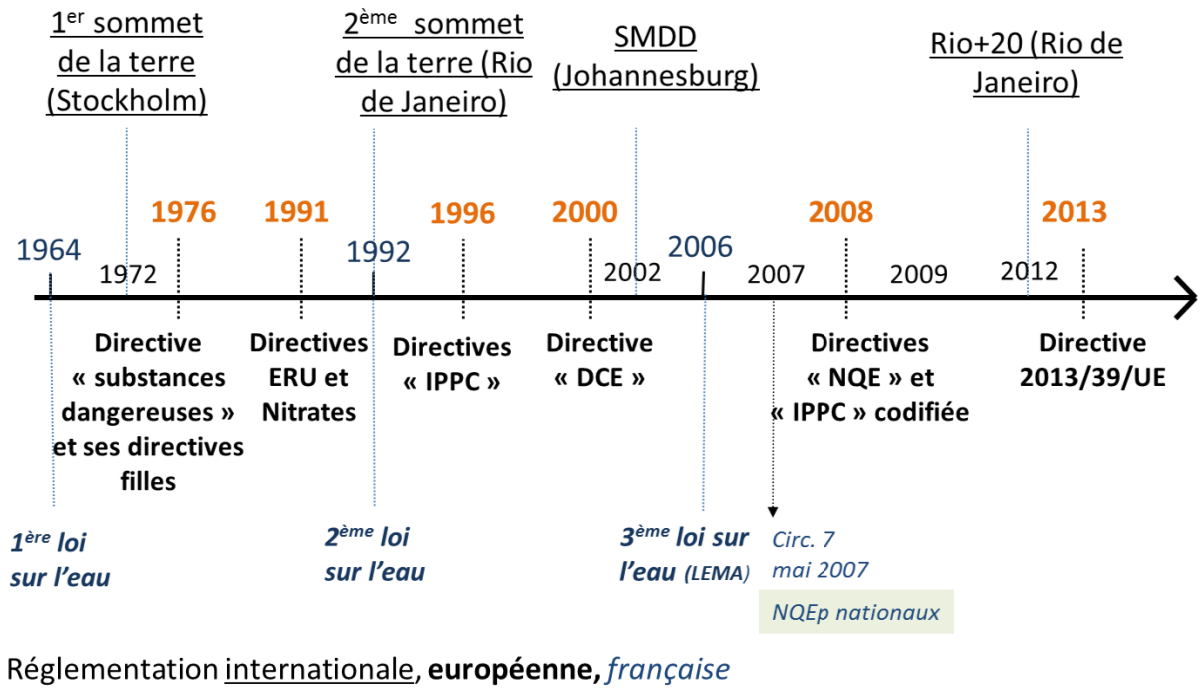


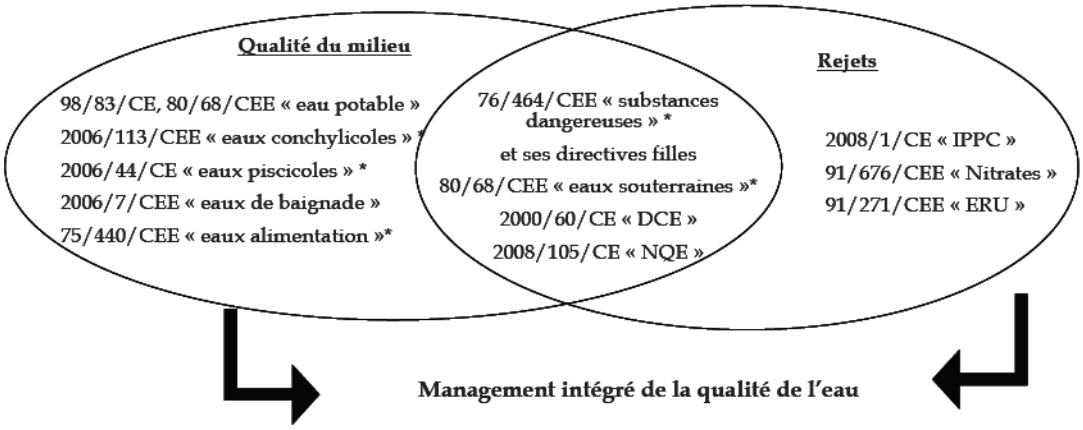
Figure 1-1 : Frise chronologiques des dates clés concernant la réglementation au niveau international, européen et national

1.1.2.1. Plans internationaux

L'intérêt et la préoccupation autour de la pollution de l'environnement au niveau mondial s'est manifesté par la tenue de « **Sommets de la Terre** » tous les dix ans depuis le premier Sommet de la Terre de Stockholm en 1972 qui a placé pour la première fois les questions écologiques au rang de préoccupations internationales (Figure 1-1). Ces sommets sont l'occasion de réunir des dirigeants issus du monde entier pour évoquer l'état de la planète et définir des moyens à mettre en œuvre pour améliorer les conditions de vie et chercher à lier le développement et l'environnement à un niveau mondial. La question de l'évolution des ressources en eau, la nécessité d'une consommation rationnelle, l'assainissement et la répartition faisaient partie des thèmes prioritaires du troisième Sommet de Johannesburg.

1.1.2.2. Plans Européens et nationaux

Dans les années 50, l'accès à l'eau potable et à l'assainissement était peu développé en Europe. Les gouvernements ont ainsi lancé des politiques de grande ampleur pour fournir de l'eau potable à l'ensemble de la population. A partir des années 70, ces politiques ont été complétées par la réduction des rejets de substances toxiques et la préservation de la qualité de l'eau (Figure 1-2).



** Directives destinées à être abrogées par la directive cadre sur l'eau en 2013*

Figure 1-2 : Directives pour la gestion intégrée de la qualité de l'eau

La politique européenne en matière de réglementation pour les Substances Dangereuses s'est développée autour de trois axes :

- attribuer les autorisations de mise sur le marché des substances en fonction de leur dangerosité et, si nécessaire, avec des conditions d'usage (règlement REACH),
- mettre en œuvre un certain nombre de démarches et moyens pour contrôler les rejets et émissions de substances (directive IPPC),
- établir des objectifs de qualité sur les milieux naturels (DCE).

Les principaux plans européens touchant à la réglementation des rejets et à la surveillance des masses d'eau sont recensés sur cette frise chronologique (Figure 1-3):

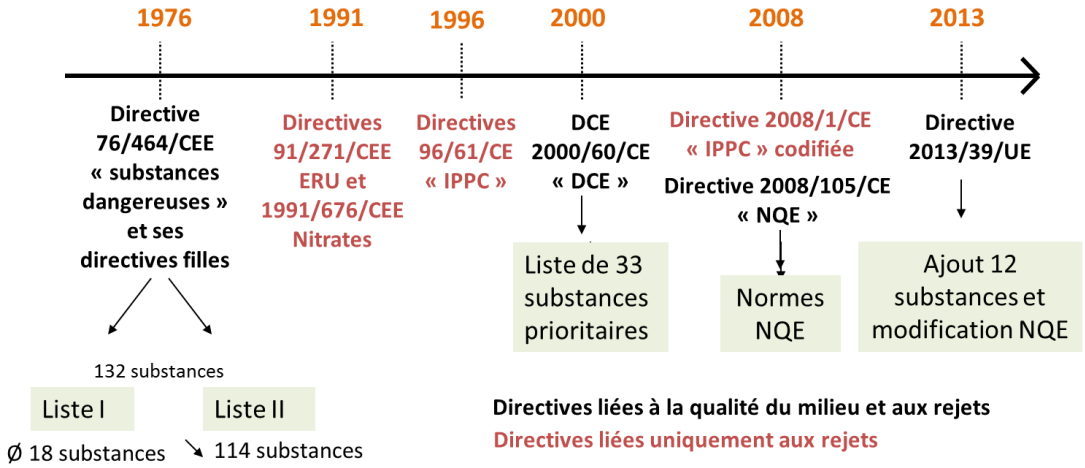


Figure 1-3 : Frise chronologique des principaux textes réglementaires au niveau européen

Ces directives ont été transcrites en droit français par un ensemble de lois, décrets, circulaires et arrêtés et ont entraîné la création de plusieurs plans nationaux synthétisés ci-dessous (Figure 1-4) :

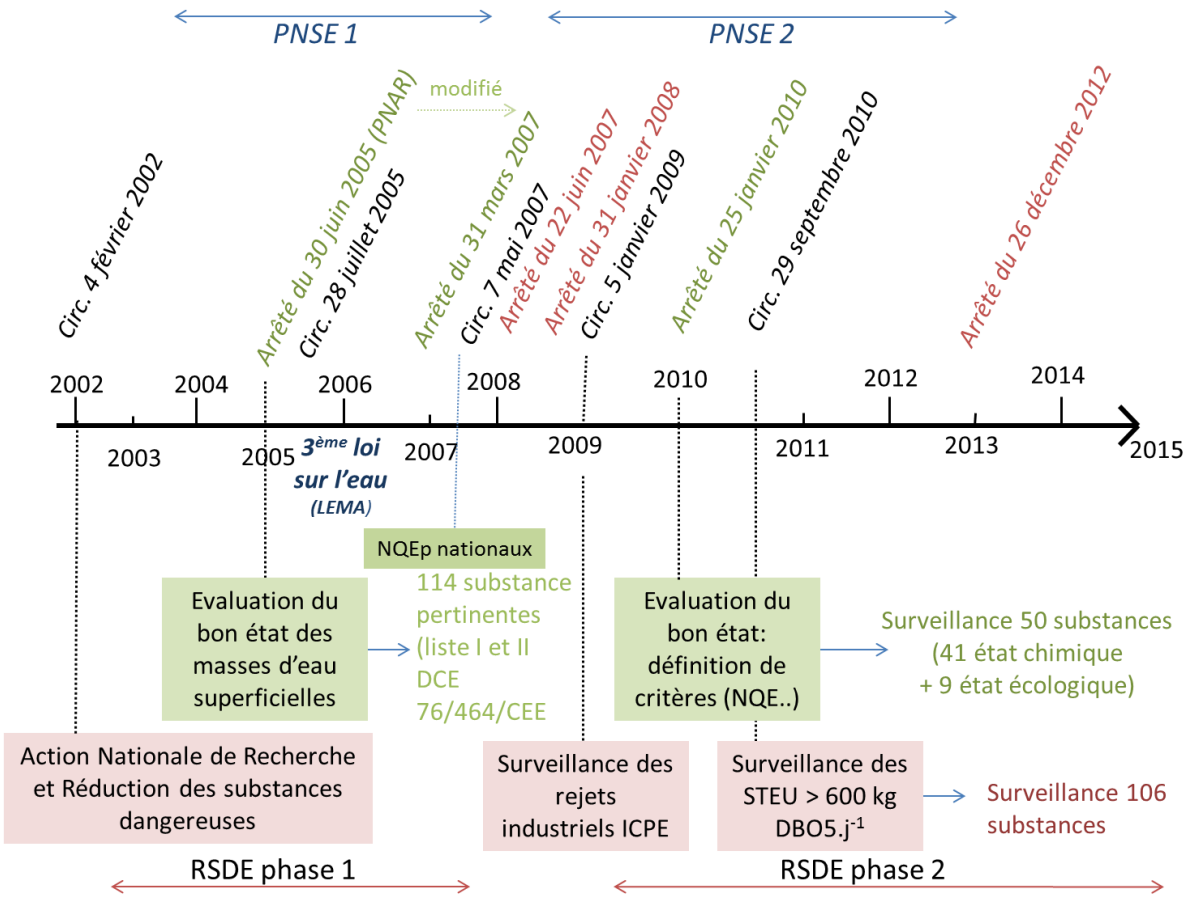


Figure 1-4 : Chronologie de l'application des réglementations européennes au niveau national

a) Synthèse des mesures liées à la surveillance des masses d'eaux

La **Directive 2000/60/CE dite « DCE »** établit un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Elle fixe plusieurs objectifs qui sont l'atteinte du bon état écologique des eaux en 2015, la réduction progressive des rejets ou des émissions de substances prioritaires et la suppression des rejets de substances prioritaires dangereuses d'ici 2020. Elle réexamine la liste des 132 substances issues de la **Directive 76/464/CE** pour les classer par ordre de priorité et une première liste de 33 substances ou groupes de substances prioritaires a été établie, comprenant 11 substances dites prioritaires dangereuses (Figure 1-5). Afin d'atteindre les objectifs, des concentrations maximales admissibles dans les rejets ont été fixées et le suivi des substances prioritaires est obligatoire sur le support eau. La transposition de la DCE en droit français s'est faite le 30 décembre 2006 avec la troisième loi sur l'eau dite **« loi sur les milieux aquatiques »** (LEMA, loi n°2006-1772) (Figure 1-4). La **circulaire du 7 mai 2007** a fixé les « normes de qualité environnementale provisoires (NQEp) » pour les substances suivies par la DCE ainsi que pour 86 substances et familles de substances issues de la liste II de la Directive 76/464/CE nommées « substances pertinentes » (Figure 1-6). Il convient de réaliser le suivi de ces substances auprès des contributeurs jugés significatifs, ce qui s'est effectué dans le cadre du programme national de réduction des substances dangereuses.

La Directive fille 2008/105/CE dite « Directive NQE » a établi des normes de qualité environnementale pour les substances prioritaires dans les eaux de surface. Cette norme est le critère déterminant pour définir l'état chimique d'une masse d'eau. Cette directive préconise le suivi des métaux sur phase dissoute (eau filtrée) et des substances organiques sur eau brute (non filtrée). Sur le support sédiment, seules les substances qui se fixent préférentiellement sur les matières solides (substances hydrophobes) doivent être suivies. Concernant les matières en suspension, aucune réglementation n'encadre leur suivi. L'ensemble des listes citées est révisé régulièrement par la Commission européenne. De nouvelles substances candidates ou de nouvelles NQE sont également proposées par les Etats Membres. Des substances pertinentes sont définies à l'échelle nationale et sont donc potentiellement différentes selon les Etats Membres.

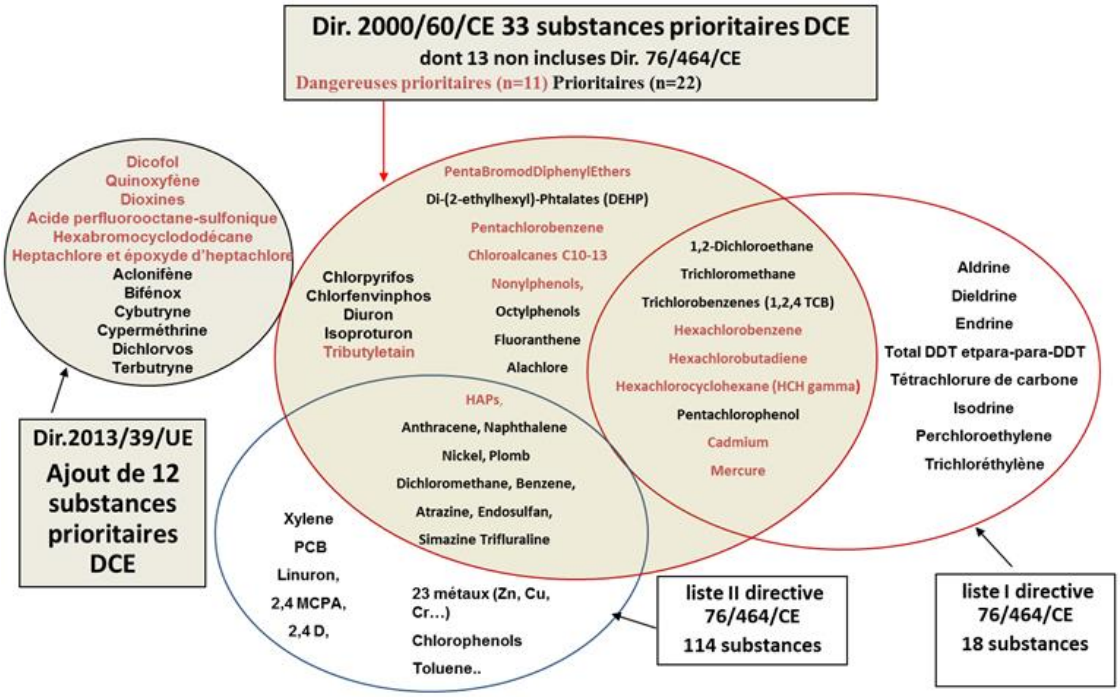


Figure 1-5 : Synthèse des substances prioritaires et leur recoupement avec les substances comprises dans les listes initiales I et II de la directive 76/464/CE

L'arrêté du 25 janvier 2010 définit les méthodes et critères servant à caractériser les différentes classes d'état écologique (issu d'une liste de 9 substances caractéristiques), d'état chimique (basé sur les 41 substances caractéristiques définies dans la circulaire du 7 mai 2007) et de potentiel écologique des eaux de surface (Figure 1-6). La méthodologie d'évaluation du bon état des masses d'eau est décrite dans l'Annexe A.

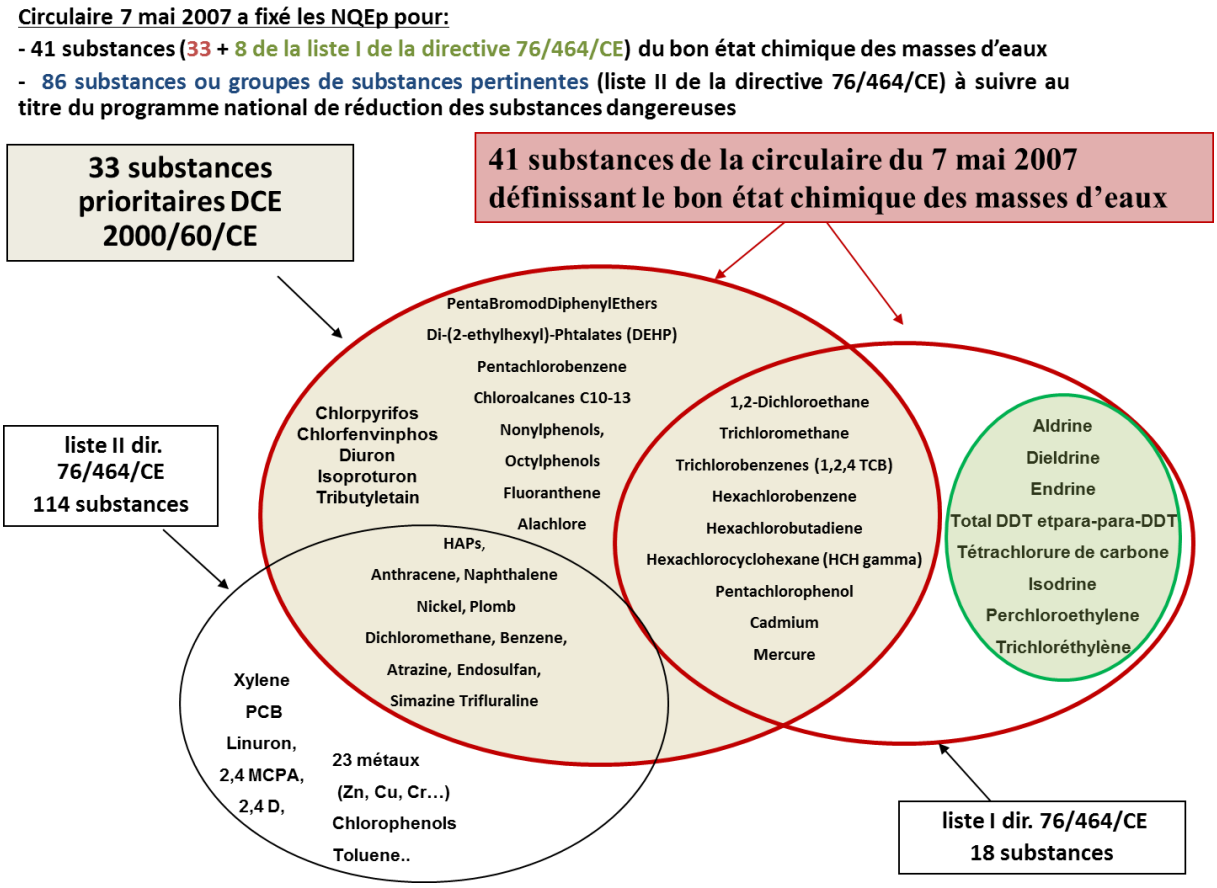


Figure 1-6 : Polluants réglementés dans la circulaire du 7 mai 2007 définissant l'état chimique des masses d'eaux (modifié à partir de [*Zgheib*, 2009])

b) Synthèse des mesures encadrant les rejets

La **Directive 91/271/CEE** relative au traitement des **eaux résiduaires urbaines (ERU)** impose aux Etats membres la collecte et le traitement des eaux usées et fixe, selon la taille de l'agglomération et la sensibilité du milieu dans laquelle elle rejette ses effluents, un niveau de traitement pour les paramètres MES, DCO, DBO5, N et P et un échéancier à respecter (Figure 1-3). La Directive ERU du 21 mai 1991 a été transcrite en droit français dans la loi sur l'eau du 3 janvier 1992. Ce texte fixe notamment obligation pour les agglomérations de plus de 2 000 équivalents habitants de réaliser des schémas d'assainissement. Les gestionnaires de systèmes d'assainissement urbain ont également pour obligation réglementaire d'estimer les charges en MES et en DCO rejetées dans les milieux aquatiques en temps de pluie et en temps sec par les déversoirs d'orage situés sur un réseau d'égout destinés à collecter une charge brute de pollution organique par temps sec supérieure à 600 kg/j de DBO_5, depuis l'arrêté du 22 juin 1994 (JO, 1994), reconduit par l'arrêté du 22 juin 2007 dans son article 18 (JO, 2007).

La même année est adoptée la **Directive 91/676/CEE** concernant la protection des eaux face aux pollutions par les **nitrates** issues de sources agricoles et prévoyant le recensement des zones sensibles. La **Directive 96/61/CE** (codifiée par la Directive 2008/1/CE) (Figure 1-3) dite **« IPPC »,** vise à prévenir et réduire toutes les pollutions chroniques et risques de pollutions chroniques émises par 50 000 installations

européennes estimées les plus polluantes en les soumettant à autorisation. En France, la directive est transposée dans la législation relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE) (articles L.511-1 et suivants du Code de l'environnement en vigueur depuis le 22 septembre 2000).

Afin de réduire son retard concernant l'application de la directive 76/464/CE et acquérir des connaissances sur les substances prioritaires, la France a lancé une action nationale de Recherche et de Réduction des Rejets de Substances Dangereuses dans les Eaux (RSDE) par les ICPE (circulaire du 4 février 2002). Cette action a ensuite été déclinée pour les stations d'épuration urbaines de plus de 10 000 équivalents-habitants (> 600 $kj.j^{-1}$ DBO_5), leur faisant obligation de mettre en œuvre un programme de recherche de substances dangereuses dans leurs effluents traités dès 2011 (Circulaire du 29 septembre 2010).

c) Synthèse des objectifs nationaux et européens

La circulaire du 28 juillet 2008 et l'arrêté du 20 avril 2005 (modifié par la circulaire du 7 mai 2007) fixe les objectifs nationaux de réduction des rejets, d'émissions et pertes de ces substances à l'échéance des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) (Tableau 1-2).

Tableau 1-2 : Synthèse des objectifs de réduction des rejets et émissions pour les différentes listes de substances réglementées au niveau national et européen (Egis)

		Objectifs de réduction des rejets, émissions	
	Exemples	France 2015	Europe 2021
13 dangereuses prioritaires	Mercure, HAPCadmium…	50%	suppression
8 dangereuses	Aldrine, DDT,Isodrine…	50%	suppression
20 prioritaires	Benzène, Plomb…	30%	réduction
86 pertinentes	Cuivre, Toluène,Xylène…	10%	réduction

1.2.Production et transfert de sédiments sur un bassin versant

1.2.1. Généralités sur le transport des sédiments

Les sédiments que l'on observe à l'exutoire d'un bassin versant proviennent de l'érosion des pentes du bassin puis du transport des particules (Figure 1-7). On distingue généralement l'érosion et le transport des particules i) sur les pentes du bassin versant et ii) dans le lit de la rivière.

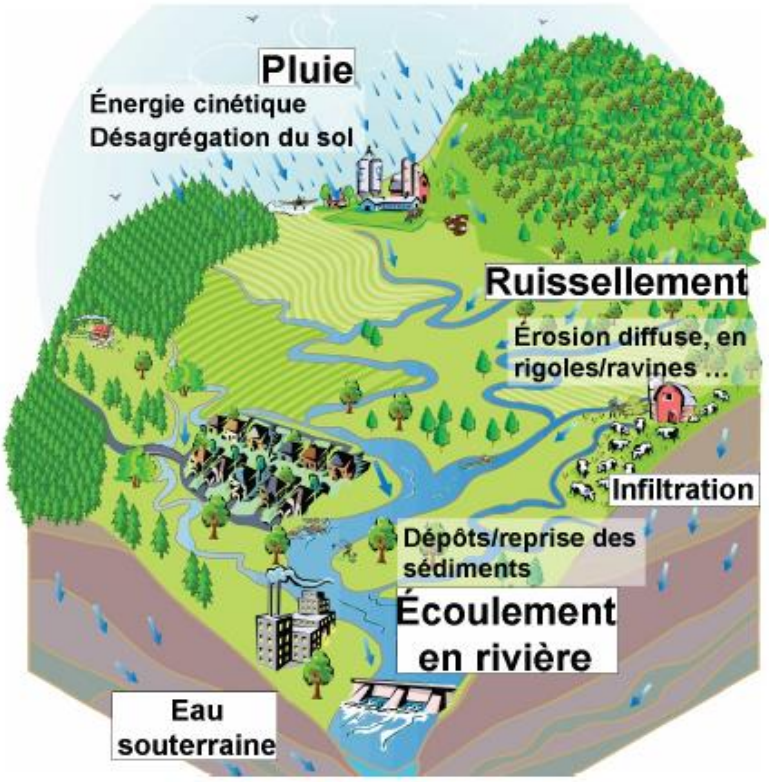


Figure 1-7 : Synthèse des principaux processus conditionnant le transport de particules en suspension dans un bassin versant

1.2.1.1. Mécanismes d'érosion des sols

a) Sur les pentes du bassin versant

Il existe deux principaux types d'érosion : l'érosion physique (ou mécanique) et l'érosion chimique. L'érosion physique est un processus d'attaque mécanique permettant de détacher et de transporter des débris de terre par une force physique, sous l'effet d'un changement de température (tel que le gel ou le dégel), du vent, de l'impact de la pluie et/ou du ruissellement. L'érosion des sols est principalement due à l'action du vent et de la pluie associée au ruissellement. Parmi l'ensemble des terres affectées par l'érosion, 549 millions d'hectares (Mha) le seraient par l'action du vent et 1094 Mha par l'action de l'eau [*Lal*, 2003].

L'érosion éolienne a principalement lieu sur des sols sableux des zones côtières, sur des dunes ou des dépôts deltaïques. Sa magnitude est fonction de nombreux facteurs tels que la topographie, l'altitude, la couverture végétale, ou encore le climat. L'action combinée de la pluie et du ruissellement est un moyen efficace de mobilisation des fines particules à la surface du sol en milieu tempéré. La structure du sol peut être altérée par désagrégation de sa surface et projection de particules sous l'impact des gouttes de pluies (effet « splash »). Le ruissellement va intervenir lorsque l'intensité d'une pluie est supérieure à la capacité d'infiltration du sol (ruissellement « Hortonien »), ou lorsqu'une pluie survient sur un sol partiellement ou totalement saturé par une nappe (ruissellement par saturation), l'excédent d'eau s'accumule alors sur le sol et ruisselle. De manière générale, la neige contribue

principalement à l'érosion en alimentant le ruissellement lors de la fonte des neiges, processus important dans le contexte grenoblois.

L'érosion chimique est une dissociation des liens chimiques entre les minéraux ou entre les ions par dissolution directe ou par hydrolyse. Suite à la dégradation de la matière organique, les gaz présents dans l'air ou dans le sol peuvent se combiner avec l'eau et produire des ions H^+. L'acidification de cette solution va extraire les éléments les plus solubles qui pourront migrer sous forme dissoute avec les eaux de ruissellement, conduisant à la destruction progressive du réseau cristallin [*Gaillardet et al.*, 1999].

L'érosion est la forme de dégradation des sols la plus répandue. L'érosion naturelle des sols est amplifiée par les activités humaines telles que l'intensification de l'agriculture, le surpâturage, la déforestation ou encore l'imperméabilisation des surfaces. Une fois détachées, les particules vont pouvoir être transportées jusqu'aux rivières où elles vont se mêler à d'autres particules.

b) Dans le lit de la rivière

L'érosion hydraulique a lieu au sein même de la rivière par une remobilisation directe des sédiments provenant des berges ou du lit de la rivière lors de débits importants. Ce type d'érosion peut être responsable d'une grande part des apports en suspension.

1.2.1.2. Transport en rivière

a) Types de transport

Le transport des sédiments dans les rivières peut être divisé en deux principaux types : le transport en suspension et le transport de fond ou transport par charriage.

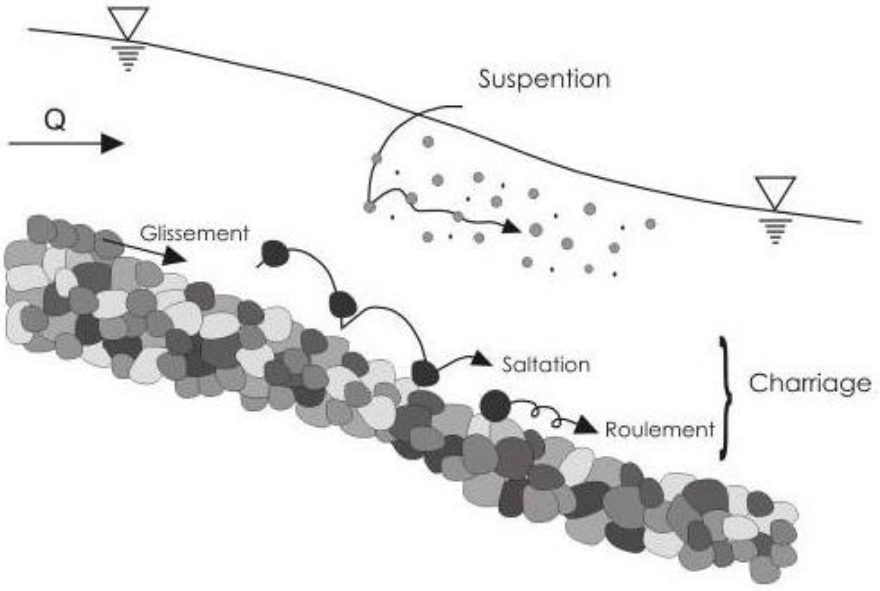


Figure 1-8 : Modes de transport des particules dans un chenal [*Pinto Martins*, 2008]

La charge en suspension est constituée par les éléments les plus fins. Leur présence dans la colonne d'eau résulte d'un équilibre entre leur masse et l'agitation turbulente dont l'hétérogénéité peut créer une distribution différente des MES en profondeur et latéralement dans un cours d'eau. En eau calme, les particules tombent sous l'effet de leur poids à une vitesse appelée vitesse de chute des particules.

La charge de fond est formée de matériaux non cohésifs, sur le fond du lit, trop grossiers pour être mis en suspension. Il s'agit généralement de sables, graviers, galets voire blocs. Ces particules glissent, roulent ou se déplacent par saltation sur le fond du chenal (Figure 1-8).

La proportion entre transport par suspension et par charriage peut varier d'un bassin à l'autre, mais également au cours d'un événement et d'un événement à l'autre au sein d'un même bassin (Tableau 1-3). Le transport en suspension représente plus de 65 % des exportations de matériaux pour l'ensemble des bassins versants (Tableau 1-3). Bien que le charriage semble tenir une place plus importante dans les rivières de montagnes, il reste un processus mineur comparé au transport en suspension. De plus, la plupart des contaminants s'adsorbe sur la partie fine des sédiments. C'est pourquoi l'étude des flux de MES est prépondérante lorsque l'on s'intéresse aux flux de matériaux transités dans les cours d'eau en terme de qualité des eaux et de transport de polluants.

Tableau 1-3 : Synthèse des études sur la part du transport de particules dans plusieurs bassins versants de tailles et de types variés dans le monde [*Mano*, 2008]

Rivière	Type de bassin versant	Taille du bassin versant	Pourcentage de suspension	Étude
Rivières de plaines en Allemagne	Plaines	Variable	85%	Asselman (2000)
Rivières de plaines au Royaume Uni	Plaines	Variable	70 à 95%	Walling et Webb (1987)
Ebro (Espagne)	Plaine	85 000 km^2	99%	Vericat et Batalla (2006)
Arnas (Espagne)	Montagne	2.8 km^2	66%(1)	Lana-Renault et Regues (2007)
Rio Cordon (Italie)	Montagne	5 km^2	67%(2)	Lenzi *et al.* (2003)
Marsyandi (Himalaya)	Montagne	4 800 km^2	67%	Pratt-Sitaula *et al.* (2007)
Yukon (Himalaya)	Montagne	85 000 km^2	90%	Chikita *et al.* (2002)
Agly (France)	Méditerranéen	1 045 km^2	99%	Serrat (1999)
Laval (France)	Méditerranéen	0.86 km^2	75% ou 67%(3)	Mathys (2002)
Arc (France)	Montagne	1 957 km^2	79%	Marnesy (2006)

(1) moyenne sur 9 épisodes
(2) moyenne sur 16 épisodes
(3) moyenne durant les périodes de transport important et moyenne sur la période de mesure totale

b) Rôle des crues et phénomènes d'hystérésis

En fonction des caractéristiques d'un cours d'eau, une grande part du transport sédimentaire peut avoir lieu en un temps très court, rendant essentiel le rôle des crues dans l'exportation des MES et éléments associés [*Meybeck et al.*, 2003; *Coynel et al.*, 2005b; *Mano et al.*, 2009]. Or, comme évoqué précédemment, pour la majorité des éléments traces, plus de 90 % du flux au sein d'une rivière a lieu en association avec les sédiments en suspension [*Gibbs*, 1977; *Horowitz*, 1991]. De plus, dans la plupart des rivières, les

concentrations de la majorité des éléments dissous varient de façon plus limitée que les concentrations particulaires qui peuvent changer d'ordre de grandeur entre des périodes d'étiage et de crues [*Luoma et al.*, 2008]. De ce fait, les crues sont essentielles à prendre en compte dans l'optique de calculer des flux corrects et constituent des épisodes clés pour comprendre les processus de transferts des MES sur un bassin [*Walling et al.*, 1992].

Au cours des événements de fort transport solide en suspension, les pics de débit et de concentrations en MES ne sont pas forcément simultanés et le pic de MES peut précéder le pic de débit ou lui succéder. Ce déphasage se traduit par des boucles d'hystérésis dans la relation entre les débits et les concentrations en MES lors d'une crue. Ainsi, pour une valeur de débit donnée, les concentrations en MES peuvent être plus élevées durant la phase de montée de la crue, décrivant alors une hystérésis horaire, ou être plus importantes pendant la décrue résultant en une hystérésis antihoraire (Figure 1-9).

A l'échelle de l'événement, la cause principale du caractère hystérétique de la relation débit-concentration est la distance entre les sources de sédiments et l'exutoire [*Benkhaled and Remini*, 2003]. Lorsque les sources actives de sédiments sont proches de l'exutoire, les sédiments arrivent rapidement et le pic de MES précède le pic de débit, l'hystérésis est horaire. Les hystérésis horaires peuvent également être liées à un épuisement du stock de matières disponibles avant le pic de débit [*Williams*, 1989]. En revanche, lorsque les sédiments sont en tête de bassin, ils arrivent plus tardivement à l'exutoire, produisant ainsi des boucles hystérésis anti-horaires. C'est cet éloignement entre les zone de production de sédiments et l'exutoire qui explique les boucles d'hystérésis anti-horaires observées sur les bassins de montagne [*Lenzi and Marchi*, 2000]. Les phénomènes de dépôt-reprise des sédiments permettent également d'expliquer une part de la variabilité de la relation débit-concentration à l'échelle de l'événement.

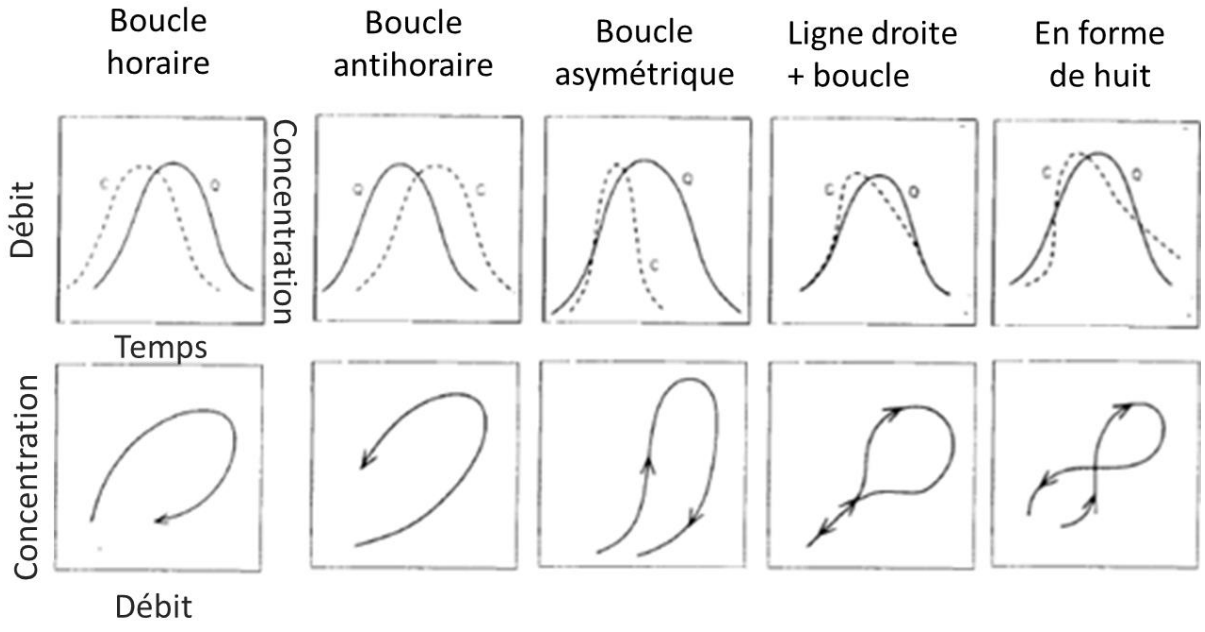


Figure 1-9 : Principales classes de relations entre concentration en MES et débit (modifié d'après [*Williams*, 1989])

1.2.1.3. Phénomènes de dépôt reprise

Le processus de sédimentation se met en place lorsque la vitesse d'écoulement des particules décroit et devient inférieure à la vitesse de mise en mouvement. Les sédiments sont donc déposés en fonction de leur granulométrie et de la vitesse d'écoulement. Une fois dans la rivière, ces particules sont susceptibles d'être déposées dans le lit où les contaminants peuvent s'accumuler au fil du temps. Les sédiments peuvent ainsi agir comme des réservoirs de produits chimiques à long terme pour l'environnement aquatique et pour les organismes vivant dans les sédiments ou ayant un contact direct avec les sédiments.

L'exposition à certaines substances contenues dans les sédiments présente ainsi un risque écotoxicologique significatif pour la santé des organismes. Plusieurs études ont montré qu'entre 10 et 60 % des sédiments transités dans un chenal principal pouvaient ainsi être déposés et stockés au sein du chenal ou des plaines inondables, et ne pas atteindre l'exutoire d'un bassin [*Walling et al.*, 2003]. Ces dépôts et stockages de sédiments fins peuvent entraîner des sous-estimations de flux de sédiments et de nutriments ou contaminants associés à partir de stations aval dans un bassin versant et peuvent provoquer la contamination de plaines d'inondations et de chenaux [*Horowitz et al.*, 1999; *Walling et al.*, 2000].

Les phénomènes de dépôt/reprise sont en partie gouvernés par les conditions hydrauliques de l'écoulement et la granulométrie des sédiments. On considère qu'ils ont lieu à la fois sur le bassin versant [*Fryirs and Brierley*, 2001] et dans le lit de la rivière [*Owens et al.*, 1999; *Walling et al.*, 2003]. Dans le lit de la rivière, les modifications de la morphologie du cours d'eau et la présence éventuelle de végétation perturbent les conditions d'écoulement et conditionnent ainsi les processus de transport, dépôt ou reprise. Les processus de transport de sédiments opérant au sein du lit d'une rivière sont complexes en raison de la variation dans le temps et dans l'espace du type, de la vitesse et de l'ampleur des processus d'érosion et de dépôt, fournissant de nombreuses possibilités pour le stockage de court ou long terme dans le chenal et les plaines inondables le long du chenal. Enfin, de grandes quantités de débris contaminés stockés le long des marges des chenaux peuvent être érodées et redistribuées sporadiquement lors d'événements de crue [*Miller*, 1997].

1.2.2. Estimation des flux de MES

1.2.2.1. Mesure des concentrations en MES

Plusieurs méthodes directes ou indirectes permettent de mesurer la quantité de matières en suspension contenue dans une rivière (e.g. filtration, sonde de turbidité, ADCP : Acoustic Current Profiler, OBS : Optical BackScatter Sensor). La méthode la plus fréquemment utilisée est la mesure directe par filtration d'un échantillon d'eau qui permet de déterminer la quantité de matières en suspension retenue sur un filtre (de porosité 0,45 ou 0,7 µm) (NF EN 872).

1.2.2.2. Distribution des concentrations en MES dans la colonne d'eau

La distribution des MES dans la colonne d'eau peut être homogène ou au contraire montrer un fort gradient vertical et/ou horizontal [*Chikita et al.*, 2002; *Filizola*, 2003]. On observe couramment des vitesses de courant plus importantes en surface qu'en profondeur, et une augmentation des concentrations en MES de la surface vers le fond (Figure 1-10). La vérification de l'homogénéité ou non d'une section peut s'effectuer par prélèvements ponctuels (avec récipients s'ouvrant à une profondeur donnée par déclenchement), à l'aide d'échantillonneurs intégrateurs ou encore en utilisant une sonde ADCP.

La plupart des flux de matière sont estimés à partir de mesures réalisées en surface (ou sub-surface) ou à une profondeur fixe à l'aide d'un préleveur automatique. Plusieurs études ont montré que le calcul de transport solide effectué à partir d'échantillons de surfaces étaient proches de ceux effectués à partir des MES moyennées sur la section totale [*Chikita et al.*, 2002].

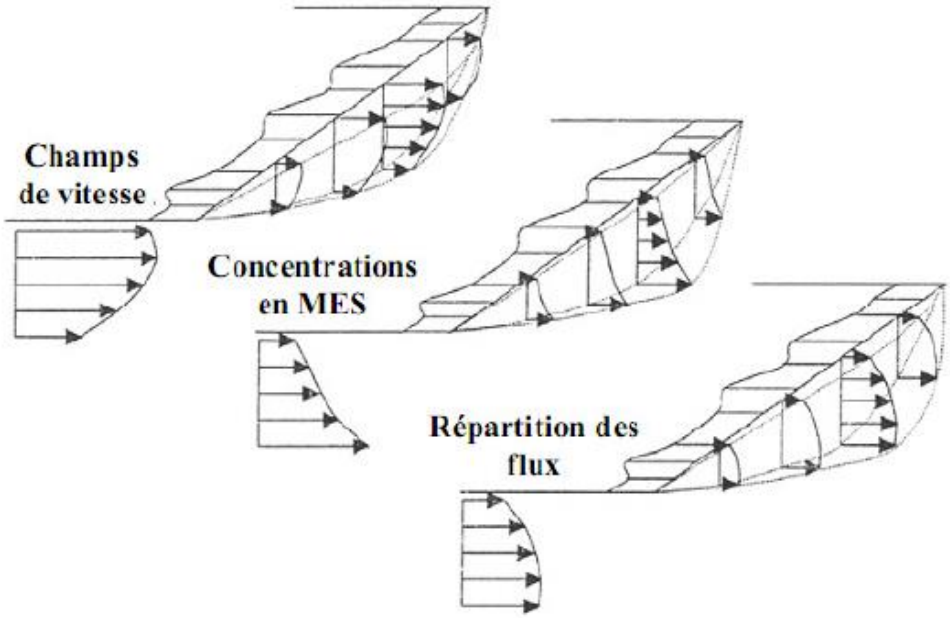


Figure 1-10 : Distribution théorique des champs de vitesse, des concentrations et des flux en MES ([*Dang*, 2011] d'après [*Coynel*, 2005])

1.2.2.3. Difficultés liées au calcul de flux globaux

Les difficultés de mise en place de dispositifs adaptés pour quantifier le transport de fond en rivière, et particulièrement en condition de forts débits, font que celui-ci est rarement mesuré dans la plupart des rivières [*Vericat et al.*, 2006]. En raison du manque d'information sur le transport de fond, la plupart des estimations de flux de sédiments transportés par les fleuves des continents vers l'océan sont basées sur les flux de particules en suspension, qui sont reconnus comme dominants dans le flux total de sédiments et stratégiques pour les estimations de flux de contaminants particulaires [*Walling*, 2006].

La prise en compte des flux de rivières de montagne particulièrement sensibles à l'érosion est primordiale pour l'estimation des flux globaux [*Syvitski*, 2003]. Les flux de sédiments issus des petites rivières de montagne ont été longtemps sous-estimés dans les

bilans de flux globaux, car estimés par extrapolation de flux mesurés sur des bassins de grande ou moyenne taille. En effet, il a été montré que les flux de sédiments sont liés en majorité à l'altitude maximum et à la taille du bassin versant de la rivière, devant d'autres facteurs tels que le climat ou le ruissellement [*Milliman and Syvitski*, 1992].

De plus, le nombre important de petits bassins, dont une grande partie se situe en altitude, augmente leur contribution relative dans le flux total de sédiments des continents vers les océans. La contribution des cours d'eau de montagne est aujourd'hui reconnue comme prédominante dans la littérature [*Milliman and Syvitski*, 1992; *Meybeck et al.*, 2003; *Mano et al.*, 2009] et il a été estimé que 60 % du flux total délivré aux zones côtières sont issus de bassins drainant des zones de montagne (> 3000 m) [*Syvitski et al.*, 2005].

1.2.2.4. Estimation à l'échelle de la planète et de la France

Les récentes estimations du flux total de sédiments atteignant les océans à l'échelle mondiale varient entre 15.10^9 et 20.10^9 $t.an^{-1}$ [*Vörösmarty et al.*, 2003; *Syvitski et al.*, 2005]. Le flux annuel de MES des fleuves français est quant à lui estimé de l'ordre de $16{,}2.10^6$ $t.an^{-1}$ [*Delmas et al.*, 2012]. Le Rhône, dans lequel se rejette l'Isère, déverse en moyenne 9,6 Mt de MES par an dans la Méditerranée, et contribue à lui seul à 60 % du bilan national d'exportation de MES pour un bassin versant représentant 19 % de la superficie totale du territoire [*Delmas et al.*, 2012; *Cheviron et al.*, 2014] (Figure 1-11).

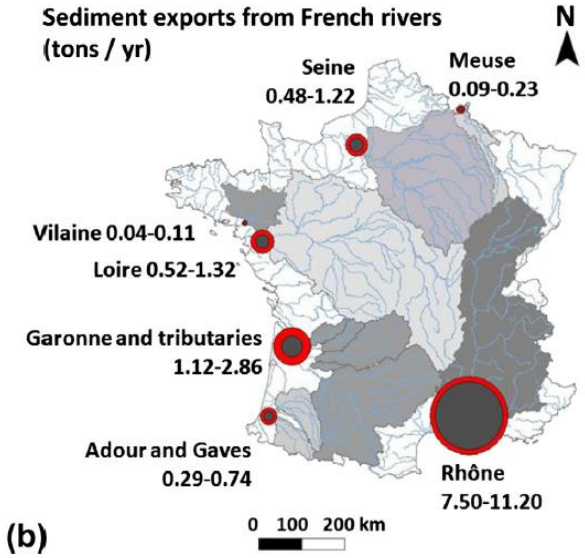


Figure 1-11 : Estimation des flux de sédiments (en Mt) exportés par les principales rivières françaises vers l'océan [*Cheviron et al.*, 2014] les cercles intérieurs et extérieurs représentent les valeurs observées

1.2.3. Rôle des MES dans les cycles biogéochimiques

Les substances chimiques sont émises dans l'environnement à travers des processus naturels ou par l'activité humaine. Elles peuvent entrer dans l'écosystème aquatique sous différentes formes et se répartir entre phases dissoutes et particulaires. La distinction entre les formes dissoutes et particulaires est généralement faite par l'utilisation d'un filtre, cependant, certains matériaux colloïdaux peuvent passer au travers de ce type de filtre même pour des porosités faibles < 0,22 µm. C'est pourquoi le terme « phase dissoute » qui

sera utilisé dans cette étude pourrait également aussi être nommée phase filtrée, comme proposée par [*Meybeck*, 1982]. Toutes les substances recherchées n'ont pas les mêmes comportements face aux différentes matrices liquides ou solides. Certains polluants sont très hydrophobes et se retrouvent donc préférentiellement sur les supports solides (MES ou sédiments). A l'inverse, d'autres sont hydrophiles et n'ont pas d'affinité particulière avec la matrice solide, ils migreront donc préférentiellement vers l'eau. Des coefficients de partage permettent d'évaluer l'affinité des composés avec les différentes matrices. Concernant les métaux, le coefficient de partage log Kd indique le rapport entre les fractions présentes sur les supports sol/eau.

Une fois dans la rivière, ces particules sont susceptibles d'être déposées dans le lit où les contaminants peuvent s'accumuler dans le temps. Les sédiments peuvent ainsi agir comme des réservoirs de produits chimiques à long terme pour l'environnement aquatique et pour les organismes vivant dans les sédiments ou ayant un contact direct avec les sédiments. L'exposition à certaines substances contenues dans les sédiments présente ainsi un risque écotoxicologique significatif pour la santé des organismes. De plus, ces sédiments peuvent être remobilisés lors d'événements de crues, et à terme se retrouver dans les océans, comme observé pour les PCB par exemple [*Desmet et al.*, 2012].

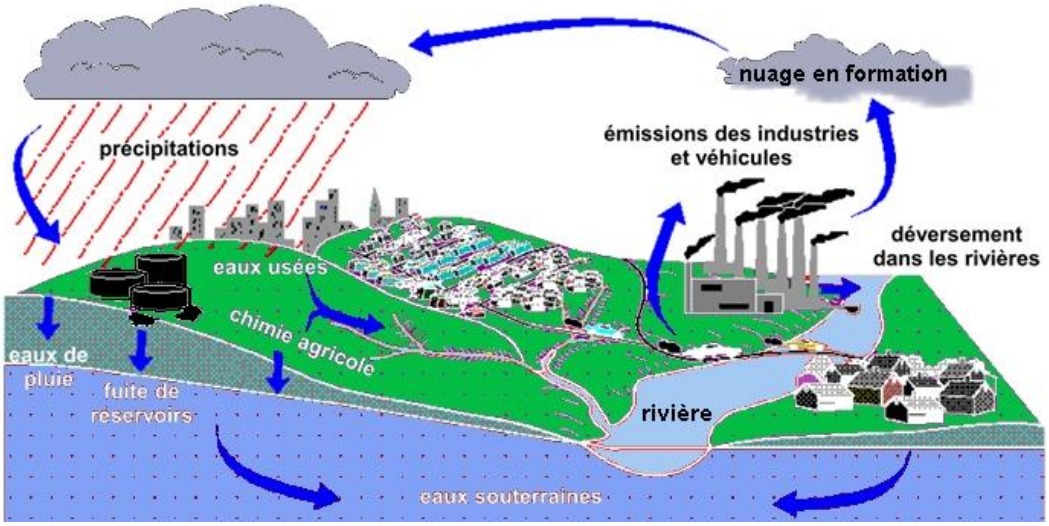


Figure 1-12 : Cycle simplifié de la propagation des polluants anthropiques dans les compartiments naturels[3]

Après avoir décrit synthétiquement les processus d'érosion et le devenir des sédiments sur un bassin versant, nous allons décrire les différents types de pollutions auxquelles nous nous sommes intéressés dans cette étude ainsi que leurs cycles globaux.

[3] http://acces.ens-lyon.fr/

1.3.Sources et transferts de polluants dans les cours d'eaux

1.3.1. Source et transferts de nutriments

1.3.1.1. Généralités

L'azote (N), le phosphore (P) et le carbone organique (CO) sont des déterminants majeurs de la qualité des eaux (convention OSPAR, Directive Cadre Européenne) et sont parmi les éléments les plus difficiles à surveiller correctement pour de multiples raisons : chaque élément est caractérisé par de nombreuses formes spécifiques (dissoutes, particulaires, totales, organiques, inorganiques..), ces éléments sont très réactifs dans le milieu aquatique sous l'influence de processus chimiques, biologiques et physiques, et la conservation des échantillons prélevés est délicate [*Moatar et al.*, 2009]. De plus, la validité des estimations de flux issus d'échantillonnages ponctuels dépend d'une couverture spatiale adéquate par un réseau de surveillance et une fréquence d'échantillonnage qui reflète la variabilité au sein du système étudié [*Cassidy and Jordan*, 2011].

1.3.1.2. Principales sources de nutriments

Les apports de nutriments sont dus à des sources localisées continues ou discontinues, ainsi qu'à des transferts diffus dus à la libération de nutriments en excès des terres agricoles. Les transferts diffus de nutriments à partir des terres agricoles constituent souvent la plupart des apports annuels dans les bassins versants de rivières rurales [*Smith et al.*, 2005]. Dans les bassins ruraux, cette contribution des terres agricoles durant les fortes pluies peut être particulièrement importante, et discerner les contributions relatives des multiples sources qui varient dans le temps l'espace est problématique [*Arnscheidt et al.*, 2007]. Il est aussi largement reconnu que le statut trophique de fond de nombreuses eaux courantes peut être impacté par des sources urbaines et rurales localisées et particulièrement par des rejets issus de l'assainissement individuel et collectif [*Cassidy and Jordan*, 2011]. L'influence de l'homme à la surface de la terre a fortement augmenté les niveaux naturels de nutriments, le P et N dissous ont globalement augmenté d'un facteur deux et localement (Europe de l'ouest, Amérique du Nord) d'un facteur de dix à cinquante [*Meybeck*, 1982].

1.3.1.3. Impacts

Les apports de phosphore et d'azote dans les systèmes fluviaux impactés par l'homme sont contrôlés par une multitude de facteurs, dont l'hydrologie, les sources localisées (rejets) et diffuses (agriculture), et les processus au sein du lit de la rivière, qui concourent à leur transformation et à leur rétention durant leur trajet au sein d'un cours d'eau [*Jarvie et al.*, 2006]. Les transferts de nutriments des terres vers les rivières peuvent causer des impacts eutrophiques persistants même à faibles débits, et bien que ces transferts puissent représenter un pourcentage mineur des flux totaux annuels [*Arnscheidt et al.*, 2007]. Face à ces transferts excessifs de phosphore et d'azote, liés à l'agriculture intensive et la forte densité de population, l'atténuation de l'eutrophisation des ressources

en eau et de ses impacts écologiques reste un défi en Europe [*Vörösmarty et al.*, 2010; *Cassidy and Jordan*, 2011].

1.3.1.4. Spécificités de l'azote

Les formes de l'azote couramment trouvées dans les eaux de rivière sont l'azote organique dissous (**NOD**) et particulaire (**NOP**) et les formes inorganique de l'azote (**NID**): nitrates (NO_3^-), nitrites (NO_2^-) et l'azote ammoniacal (NH_4^+). L'azote Kjeldhal (NTK), couramment employé en hydrologie urbaine, fait référence à la somme de l'azote organique et de l'azote ammoniacal NH_4^+ (minoritaire). Les niveaux naturels des formes inorganiques sont très faibles : NID=120 µg.L^{-1} dont seulement 15 % sont présents sous forme ammoniacale, 1 % sous forme de nitrite et le reste sous forme de nitrate [*Meybeck*, 1982]. La plupart de l'azote dans les rivières est liée à la matière particulaire sous forme de NOP. Le cycle global de l'azote, fortement perturbé par les activités humaines, est également lié au cycle du carbone et du phosphore (Figure 1-13).

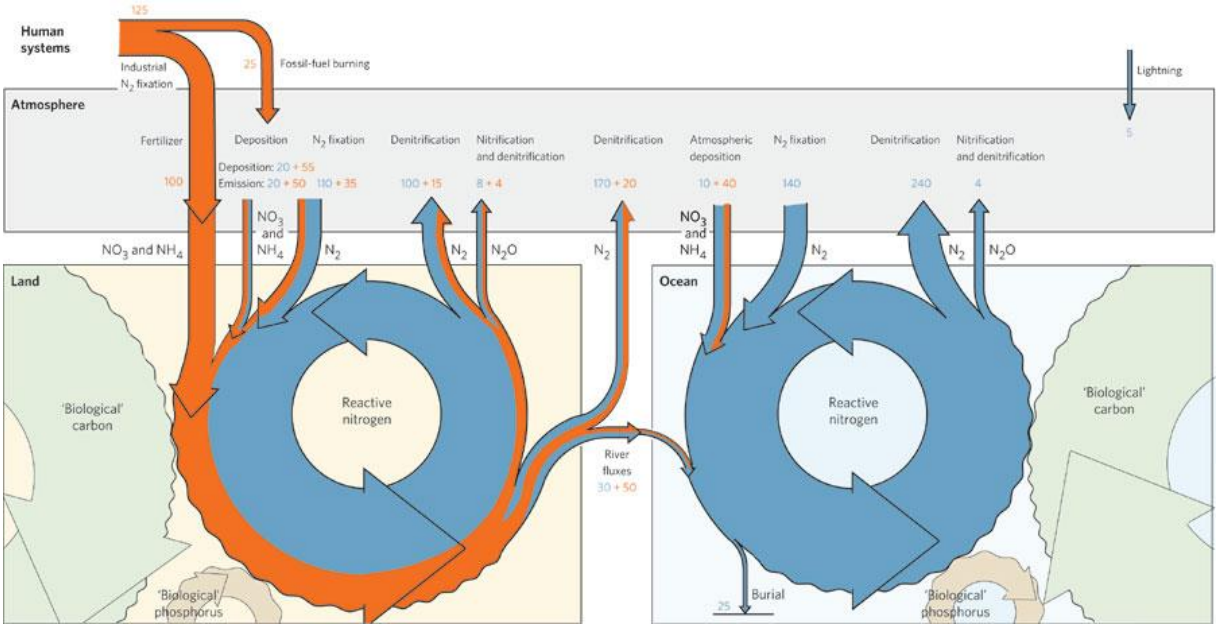


Figure 1-13 : Cycle global de l'azote, les flux en bleu sont les flux naturels et en orange les flux anthropiques, les nombres indiquent les flux en Tg par an pour les années 1990 [*Gruber and Galloway*, 2008]

1.3.1.5. Spécificités du phosphore

Depuis le milieu du 19ème siècle, l'utilisation croissante de fertilisants pour l'agriculture et l'augmentation de P dans les effluents domestiques ont fortement modifié les flux et les stocks de P dans les réservoirs de la biosphère. Les rejets localisés sont en train d'être progressivement réduits suite à l'amélioration des systèmes de traitement du phosphore dans les stations d'épuration et par l'interdiction des polyphosphates dans les lessives, mais ils peuvent demeurer non négligeables et méritent donc une attention particulière. Nous discuterons dans cette étude des formes suivantes du phosphore: le phosphore total (Ptot) et les orthophosphates (PO_4^{3-}). Il est important d'avoir en tête que la mesure du Ptot sur eau brute comprend plusieurs espèces dissoutes et particulaires dont les comportements peuvent varier au sein d'une rivière. Sur la Seine, en aval d'Achères, le Ptot

mesuré sur eau brute mesure ainsi les orthophosphates qui peuvent être dilués lors d'une crue, et le Porganique particulaire qui croît avec les crues [*Meybeck et al.*, 1992].

Les programmes de suivis traditionnels reposent sur un échantillonnage ponctuel à une fréquence souvent trop faible pour permettre de caractériser pleinement les variations de concentration de paramètres tels que le phosphore [*Johnes*, 2007; *Brauer et al.*, 2009; *Cassidy and Jordan*, 2011; *Jones et al.*, 2011, 2012], et ce particulièrement dans les systèmes où le régime hydrologique est très contrasté. Bien que l'importance des transferts hors périodes de crue ait été mis en évidence par [*Jordan et al.*, 2005], plusieurs études ont montré que les concentrations en phosphore sont souvent plus importantes durant des événements pluvieux en raison des apports urbains [*Jordan et al.*, 2007], or les suivis ponctuels réguliers manquent souvent ce type d'événements.

1.3.2. Source et transfert de carbone

1.3.2.1. Erosion et cycle global du carbone

Les cinq principaux réservoirs de carbone sont : l'océan (38 000 GtC), dont plus de 95 % sous forme inorganique [*Olson et al.*, 1985] ; la lithosphère (5 000 GtC comprenant 4 000 GtC de charbon et 500 GtC de pétrole et 500 GtC de gaz) ; le sol (2300 GtC dans le premier mètre), la végétation (560 GtC); et l'atmosphère (environ 760 GtC) qui augmente d'environ 3,2 GtC par an [*Lal*, 2003]. Ces différents réservoirs sont en échanges permanents, régis par de nombreux processus physico-chimiques, biologiques et géologiques (Figure 1-14). Le cycle du carbone a reçu une attention particulière depuis quelques décennies car 60 % du réchauffement global serait attribuable à l'augmentation de la concentration en CO_2 de l'atmosphère entre l'ère pré-industrielle et aujourd'hui [*Grace*, 2004].

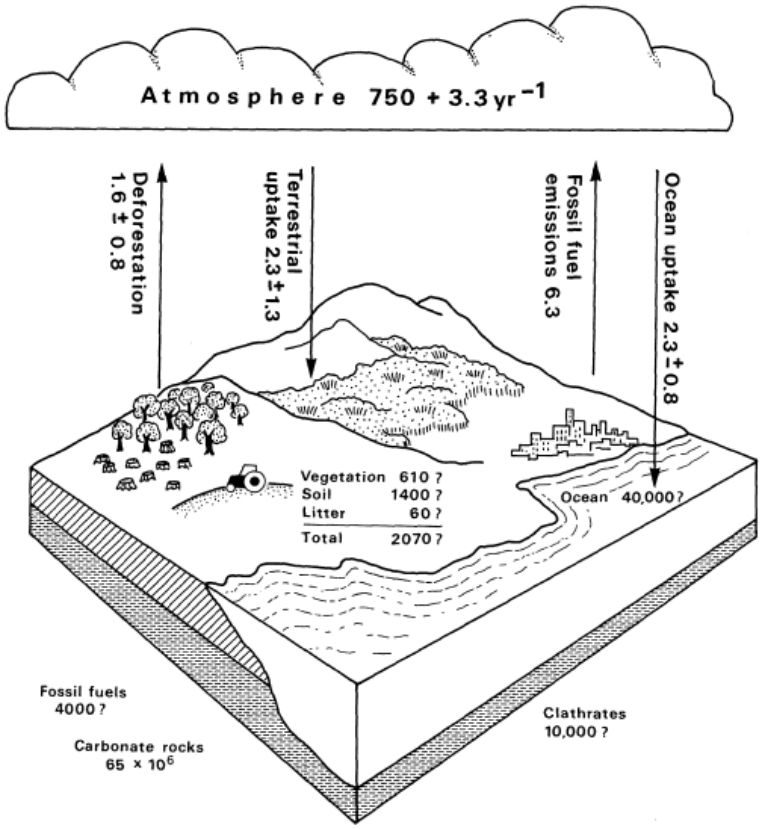


Figure 1-14 : Cycle global du carbone dans les années 2000 (Unité des stocks en Gt de carbone et des flux nets en Gt C par an) [*Grace*, 2004]

1.3.2.2. Sources de carbone

Les rivières transportent de multiples formes de carbone incluant le carbone organique particulaire (COP), le carbone inorganique particulaire (CIP), le carbone organique dissous (COD) et le carbone inorganique dissous (CID). La distinction entre le carbone organique dissous et particulaire est arbitrairement définie analytiquement par une filtration à travers un filtre en membrane de verre de porosité 0,45 ou 0,7 µm.

Le CIP provient principalement de l'érosion des roches sédimentaires [*Kempe*, 1979; *Meybeck*, 1993]. Le CID peut provenir de quatre processus principaux, les deux premiers étant les deux formes principales [*Meybeck*, 1993] : la dissolution de CO2 atmosphérique (CID_{atm}), la dissolution des minéraux carbonatés (CID_{carb}), la dégradation des matières organiques par l'activité des micro-organismes et l'altération de roches non carbonatées.

Le COP et le COD proviennent de trois sources [*Meybeck*, 1993] : le **carbone organique allochtone « naturel »**, telle que la matière humique issue du lessivage des sols d'un bassin versant ; **le carbone organique autochtone** qui provient de la production primaire du milieu aquatique tels que les végétaux supérieurs, algues benthiques et phytoplancton et **le carbone organique allochtone d'origine anthropique** (rejets domestiques, industriels et agricoles traités ou non), phénomène qualifié de pollution organique, que nous étudierons particulièrement.

1.3.2.3. Transferts fluviaux de carbone

L'érosion du carbone organique continental représente un phénomène majeur dans le cycle global du carbone [*Kempe*, 1979; *Meybeck*, 1993]. Les flux de MES constituent quant à eux un paramètre clé pour le transport fluvial de carbone organique particulaire (COP) vers les océans [*Ludwig et al.*, 1996]. Les flux de carbone total actuellement transportés par les fleuves mondiaux vers les océans a été estimé à 1 GtC.an^{-1}, dont 40 % sous forme de CID, 21 % de COP%, 22 % de COD et 18 % de CIP [*Kempe*, 1979; *Meybeck*, 1993]. Les différentes estimations des flux de carbone sont présentées ci-dessous (Tableau 1-4). Les petites rivières de montagne (superficie < 10 000 km²) sont supposées avoir une contribution importante (comprise entre 20 et 30 % des flux globaux de COP) et restent sous échantillonnées [*Coynel*, 2005].

Tableau 1-4 : Principales estimations des flux de carbone exportés par les fleuves mondiaux vers les océans (GtC.an^{-1}) [*Dang*, 2011]

GtC/an	COP	COD	CID	CIP	Total
Kempe, 1979	0.07	0.12	0.45	0.20	0.83
Holland, 1978	-	-	0.61	-	-
Berner et al., 1983	-	-	0.42	-	-
Meybeck, 1993	0.17	0.20	0.38	0.17	0.92
Probst, 1992	-	-	0.39	-	-
Degens et al., 1991	-	-	0.41	-	-
Ludwig, 1998	0.17	0.24	-	-	-
Meybeck et al., 2005	0.20	0.22	0.39	0.17	0.97

Parmi les différentes formes de carbone présentes dans une rivière, nous nous intéresserons uniquement au carbone organique, de par son affinité complexante envers les métaux. La matière organique joue en effet un rôle clé sur la spéciation et donc la biodisponibilité des métaux. De plus, les interactions entre la matière organique dissoute d'origine urbaine et les métaux sont très peu étudiées, or, les rejets urbains contribuent fortement au flux de matière organique dissoute du milieu récepteur en raison des concentrations importantes en matière organique dissoute contenues dans ces rejets [*Matar*, 2012].

Nous étudierons ainsi le carbone organique sous forme particulaire (COP) et dissoute (COD) ainsi que la demande chimique en oxygène (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO), couramment employés pour caractériser la pollution organique d'origine urbaine.

a) Caractéristiques du COP

De nombreuses études ont montré de bonnes corrélations entre les flux de COP et les concentrations en MES, ainsi que de moins bonnes mais significatives entre les concentrations en COP et le débit. Une augmentation significative des concentrations en COP (mg.L^{-1}) est observée avec l'augmentation des débits et les concentrations en MES. Cette augmentation des concentrations en COP est toutefois moins importante que celle des

concentrations en MES. Il en résulte ainsi une relation inverse entre les concentrations en MES et les teneurs en COP exprimées en pourcentage de COP contenus dans les MES (COP%) à différentes échelle temporelles. Plus les eaux sont turbides, moins les MES sont riches en matière organique [*Meybeck*, 1982]. Des relations de type logarithmique ont ainsi été proposées à l'échelle globale [*Ludwig et al.*, 1996]:

$$COP\% = -0{,}160 \log(MES^3) + 2{,}83 \log(MES^2) - 13{,}6 \log(MES) + 20{,}3 \quad r=0{,}83$$

Cette équation présente une valeur minimum de 0,5 % de COP pour une concentration en MES de 2250 $mg.L^{-1}$, ce qui correspondrait à la teneur en COP contenue dans les roches sédimentaires [*Ronov*, 1976]. Ainsi, dans les rivières présentant de très fortes turbidités et drainant des roches sédimentaires, ce seuil de COP proviendrait de l'érosion d'un carbone organique dit « fossile »[*Copard et al.*, 2006].

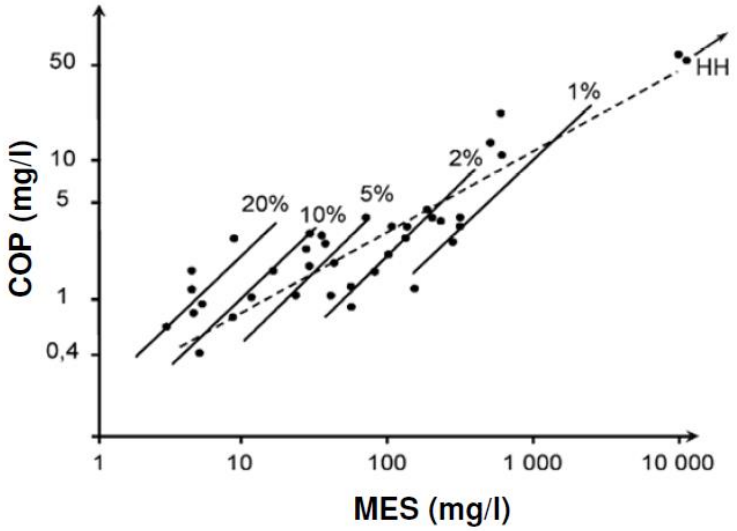


Figure 1-15 : Distribution des concentrations en COP ($mg.L^{-1}$) en fonction des concentrations en MES ($mg.L^{-1}$) et pourcentage de COP dans les MES des différentes rivières mondiales [*Meybeck et al.*, 2005]

En général, les teneurs en COP sont de l'ordre de 1 % à 5 % et peuvent atteindre 20 à 30 % dans les rivières les moins turbides (Figure 1-15), où la production phytoplanctonique peut être importante [*Coynel et al.*, 2005a, 2005b]. A l'inverse, dans les rivières très turbides, les teneurs en COP peuvent être inférieures à 1 %. Cette relation inverse peut s'expliquer par une photosynthèse limitée par le manque de lumière lorsque la turbidité est importante et/ou par une dilution de ce matériel par de la matière minérale présentant des teneurs basses en COP provenant des sources terrigènes [*Ittekkot*, 1988].

b) Caractéristiques du COD

Les concentrations en carbone organique dissous semblent étroitement liées aux variations du débit. L'augmentation des concentrations en COD a été observée sur plusieurs rivières à l'occasion d'événements hydrologiques tels que de violents orages ou lors de la fonte des neiges, suggérant ainsi une contribution considérable du COD issu du lessivage des sols sur le flux total de COD aux rivières [*Coynel*, 2005]. Une étude menée sur une rivière Méditerranéenne a montré que les crues pouvaient contribuer à plus de 50 % de l'export

global de COD [*Butturini and Sabater*, 2000]. La durée de temps sec précédent un orage semble être corrélée avec la concentration en COD sur cette même rivière Méditerranéenne [*Bernal et al.*, 2002]. Ludwig (1998) a également observé que plus l'altitude (i.e. la pente) était faible, plus les concentrations en COD étaient fortes, ce qui peut s'expliquer par une plus grande infiltration dans le sol lorsque les pentes sont faibles. La teneur du carbone dans les sols est également un paramètre important puisque l'on observe une forte corrélation avec le COD. Enfin, la couverture végétale influence également le transfert de COD des rivières [*Meybeck*, 1982; *Coynel et al.*, 2005b]. Une équation tenant compte de ces principaux facteurs de contrôle du COD dans les rivières a été proposée par Ludwig (1998) :

$$F(COD) = 0{,}0044Q - 8{,}49S + 0{,}0581SolC \quad \text{r=0,9}$$

Où Q est le débit (mm), S la pente des bassins (radian) et SolC la quantité de carbone contenu dans les sols ($kg.m^{-3}$)

Toutefois, l'impact de l'homme sur certains bassins pourrait entraîner de fortes concentrations en COD malgré de faibles teneurs en carbone dans les sols [*Ittekkot and Arain*, 1986] et des pentes de bassins versants importantes.

1.3.3. Pollution multi métallique

1.3.3.1. Les Eléments Traces Métalliques (ETM) dans l'environnement : généralités

Les éléments traces sont définis comme les éléments dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0,1 % [*Baize*, 1997]. Additionnés, ils ne représentent que 0,6 % de la masse totale de la croûte terrestre alors que les 12 éléments majeurs (Si, Al, Fe, Ca, Na, Mg, K, Ti, P, Mn, S et Ba) en représentent plus de 99 % [*Baize*, 1997]. La majorité appartiennent à la famille chimique des métaux (comme Cd, Cu, Cr, Pb et Zn) et des métalloïdes (As, Se, B).

1.3.3.2. Origine naturelle et anthropique des métaux dans le milieu aquatique

Les concentrations en métaux dans les eaux naturelles reflètent l'influence combinée de processus tels que l'érosion et l'altération des roches et des sols, le transfert d'aérosols (émissions volcaniques, incendies de forêts). Les éléments traces dans les sédiments et dans les eaux naturelles proviendraient à 80 % de l'altération physique et chimique des roches sédimentaires et à 20 % de l'altération des roches primaires [*Martin and Meybeck*, 1979]. On qualifie de « fond géochimique » cette part de métaux issue de processus naturels. La composition naturelle des MES et des sédiments en métaux est donc fonction de la nature des sols drainés et érodés, ce qui conduit à une variation du fond géochimique à l'échelle régionale et mondiale. Les principaux facteurs contrôlant l'altération et l'érosion, et par conséquent la composition dissoute et particulaire des eaux de rivières, sont principalement climatiques (e.g. température et précipitations) et géologiques.

A cette abondance naturelle vient s'ajouter l'apport anthropique. En effet, le développement de nos sociétés industrielles est étroitement lié à la découverte et à

l'utilisation de métaux. Ainsi, du fait de leur utilité, la consommation des ETM a augmenté de 300 % pendant les cinquante dernières années et leurs émissions anthropogéniques ont été multipliées par trois depuis le début de l'ère industrielle [*Rolin and Quiot*, 2006]. Les principales sources anthropiques de pollution du milieu aquatique par les métaux sont en premier les activités de transformation primaire des métaux (mines et industries métallurgiques). La combustion de carburants fossiles ainsi que le raffinage du pétrole sont également des sources importantes de pollution par les métaux en raison de la présence de traces dans les combustibles. La plupart de ces métaux traces sont envoyés dans l'atmosphère par les incinérateurs de déchets à très haute température. Les émissions de métaux liées à la circulation automobile ont été fortement réduites depuis l'interdiction de l'essence au plomb et depuis l'apparition des pots catalytiques. Cependant, le transport routier reste une source de pollution de certains métaux tels que le Cu et le Zn, en lien avec l'usure des pneumatiques et des freins. Les polluants peuvent être déposés par voie sèche ou humide, les dépôts secs contribueraient à plus de 60 % de l'ensemble des flux [*Galarneau et al.*, 2000]. L'ensemble de ces activités perturbe significativement les cycles métalliques globaux et est considéré comme une des principales sources de contamination des eaux par les ETM [*Masson et al.*, 2007].

1.3.3.3. Toxicité des ETM

Beaucoup d'ETM sont indispensables aux processus biologiques et donc à la croissance végétale et animale ; il s'agit des oligo-éléments (Zn, Cu, Cr) qui s'avèrent être néanmoins toxiques à des concentrations plus élevées. Il en va de même pour les ETM (Cd, Hg, Pb) dont le caractère indispensable n'est pas démontré. Les principales menaces pour la santé humaine liées aux métaux sont associées à l'exposition au plomb, au cadmium, au mercure et à l'arsenic [*Järup*, 2003].

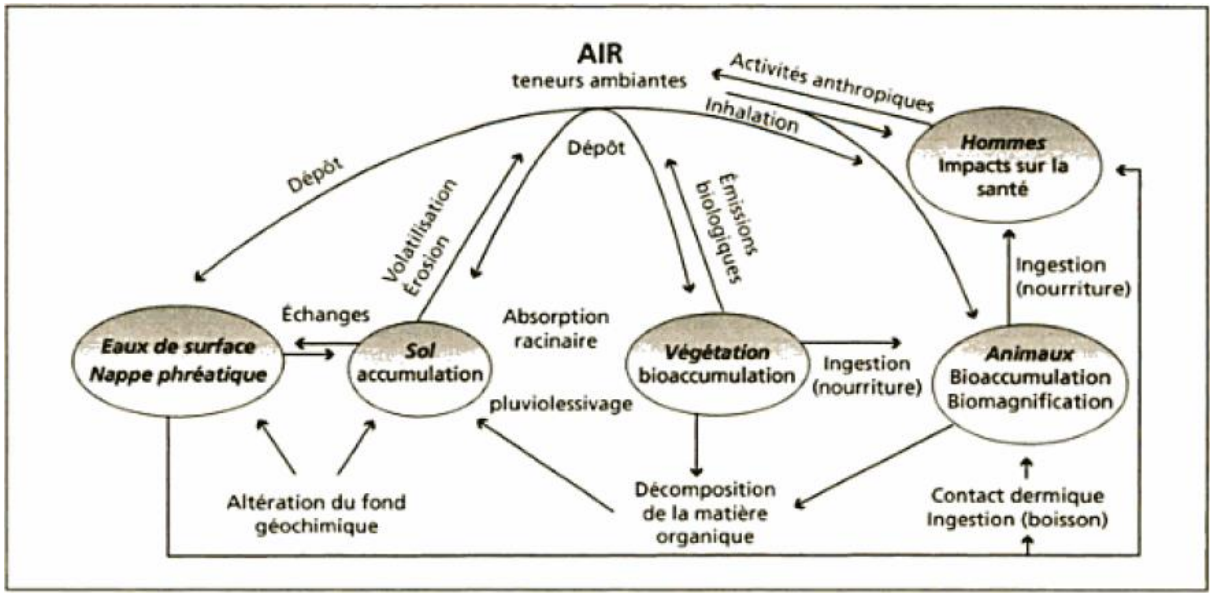


Figure 1-16 : Transfert des métaux dans l'environnement en milieu continental [*Gombert et al.*, 2012]

La spécificité de la pollution par les métaux, en comparaison avec des polluants organiques par exemple, est que les métaux ne sont pas dégradables par des processus chimiques ou biologiques dans l'environnement, on parle ainsi de persistance des métaux. Ils

ne sont susceptibles que de changer de forme ionique (spéciation) et de passer d'un compartiment à un autre au gré de ces transformations. Ainsi, les métaux présents dans les sols peuvent être lessivés par les eaux de ruissellement vers les eaux de surface ou vers des horizons plus profonds, éventuellement des nappes phréatiques (Figure 1-16).

1.3.3.4. Importance des crues dans les transferts de métaux

Les fleuves et rivières sont responsables de la majorité du transport des éléments traces métalliques (ETM) du continent vers l'océan, sous forme dissoute ou particulaire. Plusieurs études ont montré que l'essentiel du transfert de métaux se faisait sous forme particulaire lors d'événements hydrologiques majeurs tels que des crues ou des moussons [*Coynel et al.*, 2007].

Les concentrations en ETM dans les MES tendent à diminuer avec l'augmentation des débits en raison de l'érosion de sédiments moins contaminés, ou la dilution par l'érosion de sols dans la partie la plus amont des bassins versants [*Schäfer and Blanc*, 2002; *Coynel et al.*, 2007] et/ou une part plus importante de matériel relativement grossier. Le débit des rivières constitue une source importante de variabilité, notamment si des rivières de différentes qualités se rejoignent.

1.3.3.5. Particularité des ETM étudiés

Sur la base des listes réglementaires nous avons choisi de nous intéresser aux ETM suivants : As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn.

a) Arsenic

L'arsenic est un métalloïde, chalcophile (i.e. forte affinité pour le soufre) et analogue chimique du phosphore. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre est estimée à 2 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985] mais localement, elle peut atteindre de très fortes valeurs dans des dépôts calcaires, phosphatés ou dans des schistes. Il existe de nombreuses espèces arséniées à différents degrés d'oxydation (0, III et V) dans les eaux et les sols. Toutefois, le suivi réglementaire des rejets d'arsenic dans l'environnement n'inclut pas d'obligation quant aux mesures des espèces rejetées. En solution, l'arsenic serait principalement présent sous forme inorganique : arséniate As(V) et arsénite As(III), qui sont les plus toxiques pour l'homme. La distribution entre les formes d'As(III) et d'As(V) est fortement dépendante du potentiel d'oxydo-réduction, qui joue un rôle essentiel sur la mobilité de l'arsenic. En condition oxydante, l'As(V) prédomine et tend à être adsorbé ou à co-précipiter avec des hydroxydes de fer.

L'exposition à l'arsenic se fait principalement par la consommation de nourriture ou d'eau potable, la nourriture étant la source la plus importante pour la plupart des populations [*Järup*, 2003]. L'exposition à long terme à l'arsenic par l'eau de consommation est associée à une augmentation du risque de cancer de la peau, de lésions ou encore de changement de pigmentation.

b) Cuivre

Le cuivre possède un comportement chalcophile et se trouve associé à des sulfures avec le plomb, le cadmium et le zinc. Le cuivre est présent naturellement dans la croute terrestre en concentration proche de 14 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985]. Dans les milieux aquatiques, son comportement est influencé par de nombreux processus tels que la complexation avec des ligands organiques ou minéraux. La majorité du cuivre rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles[*INERIS*, 2010a].

Le cuivre, ses alliages et ses composés sont présents dans les secteurs du bâtiment, de l'industrie, de la marine, de l'automobile et de la communication [*INERIS*, 2010a]. La consommation mondiale de cuivre raffiné ne cesse d'augmenter depuis le début du $XX^{ème}$ siècle (augmentation de plus de 250 % depuis le milieu des années 60) en raison des innovations multipliant son utilisation (dans les énergies renouvelables, l'efficacité énergétique, le bâtiment durable, le transport), ce qui a induit une augmentation de la production minière.

c) Chrome

La teneur moyenne de chrome dans la croûte terrestre a été estimée à 35 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985]. Dans l'eau, la solubilité du chrome (VI) est importante alors que le chrome (III) est généralement peu soluble.

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, d'huile et de charbon, et dans une moindre mesure l'industrie textile et le transport par le vent des poussières de route, usines de production de ciment [*INERIS*, 2005]. Les composés de chrome présents dans l'air sous formes de fines particules se déposent sur les sols et sont susceptibles d'être lessivés par les eaux de ruissellement.

d) Nickel

Le nickel possède également un comportement chalcophile et forme des sulfures en présence d'ions HS^-. La concentration en nickel des roches sédimentaires serait de l'ordre de 20 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985], et elle dépasserait les 100 $mg.kg^{-1}$ dans les roches volcaniques. Le nickel représente 0,8 à 0,9 % de la croûte terrestre. Dans les sols, les principales formes du nickel sont adsorbées à la surface d'oxydes amorphes de fer, d'aluminium ou de manganèse [*ATSDR*, 2005] et dans une moindre mesure à la surface de minéraux argileux.

Le nickel est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux. Les principales sources anthropiques sont la combustion de charbon ou de fuel, l'incinération des déchets, l'épandage des boues d'épuration, l'extraction et la production de nickel, ou encore la fabrication de l'acier.

e) Plomb

Le plomb est l'ETM le plus répandu à la surface de la Terre. Il est concentré dans les gisements de sulfures où il est fréquemment présent sous forme de galène (PbS). Sa concentration moyenne dans la lithosphère est d'environ 17 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985], et peut être supérieure dans des zones urbaines ou industrielles. La mobilité du plomb dans le sol est très faible, il a ainsi tendance à s'accumuler dans les horizons de surface et particulièrement dans les horizons riches en matière organique et en argiles pour lesquels il présente une grande affinité [*INERIS*, 2010b]. Les facteurs affectant la mobilité du plomb sont donc le pH, la texture du sol (teneur en argile) et la teneur en matière organique. Dans le milieu aquatique, le plomb a tendance à migrer vers les sédiments par adsorption sur la matière organique et les minéraux argileux [*INERIS*, 2010b].

La réglementation sur les émissions de plomb a considérablement réduit son usage, notamment dans l'essence, les véhicules, les canalisations ou encore les peintures ; toutefois il est utilisé sous certaines conditions dans les batteries, équipements électriques et électroniques [*INERIS*, 2010b]. En général, la population est exposée au plomb par voie atmosphérique et par la nourriture en proportion égale. Durant le siècle dernier, les émissions atmosphériques de plomb ont causé des pollutions considérables, principalement dues à l'activité pétrolière [*Järup*, 2003]. La présence de plomb en concentration supérieure aux normes françaises a entraîné dans les années 90 le déclassement d'une soixantaine de stations de suivi des micropolluants entre 1995 et 1997 [*RNDE*, 1999]. Les enfants sont particulièrement vulnérables à l'exposition au plomb en raison d'une forte assimilation gastro-intestinale et d'une barrière hémato-encéphalique plus perméable.

f) Zinc

La concentration en zinc dans la croûte terrestre est d'environ 50 $mg.kg^{-1}$ [*Taylor and McLennan*, 1985], et peut atteindre des valeurs de quelques dizaines de milliers de $mg.kg^{-1}$ dans les sols et sédiments de certaines zones industrielles [*Audry et al.*, 2004]. Le zinc est facilement adsorbé par le minéraux argileux, les carbonates ou hydroxydes. Plusieurs études ont montré que la plus grande proportion de zinc dans les sols et sédiments était associée aux oxydes de fer et de manganèse.

Les principaux composés du zinc sont utilisés dans l'industrie des peintures, des caoutchoucs, des teintures, dans les produits de conservation du bois et dans les produits pharmaceutiques. Les apports anthropiques résultent majoritairement des activités minières et industrielles, des épandages agricoles, de l'usure de pneus, de la corrosion des toitures et gouttières ainsi que de l'incinération d'ordures ménagère et eaux de stations d'épuration [*INERIS*, 2010c].

1.3.4. Mercure

1.3.4.1. Propriétés physico-chimiques et toxicité

Le mercure est présent dans l'environnement sous différentes formes organiques, inorganiques et à différents degrés d'oxydation. D'après [*Cossa and Ficht*, 1999], la forme la plus mobile du mercure est le mercure élémentaire (Hg^0), les formes les plus stables le sulfure (HgS) et le séléniure (HgSe), et la forme la plus toxique le monométhylmercure (CH_3Hg^+) (Figure 1-17). Le mercure élémentaire est le seul métal liquide à température ambiante et est reconnu comme étant le plus volatil des métaux. Il est classé parmi les métaux lourds de par sa masse volumique élevée. Il se combine facilement avec d'autres métaux comme l'étain, l'or ou l'argent pour former des amalgames et présente également une grande affinité pour les composés soufrés organiques et inorganiques. Le coefficient de partage particulaire dissous Kd représente le rapport entre la teneur d'une substance dans la phase particulaire et dans la phase dissoute. Un log Kd positif traduit ainsi une affinité de la substance pour la phase particulaire. Dans le cas du mercure, le log Kd MES-Eau a été estimé à 5,3 et le log sédiment-eau en eau douce à 5,05 par (Stortelder, 1989) traduisant donc une affinité pour la phase particulaire.

Le mercure est toxique pour la plupart des espèces vivantes. Il diminue la croissance des plantes en concentration trop élevée, provoque chez les poissons des dommages aux branchies et la cécité, et affecte la reproduction et le système nerveux des mammifères et oiseaux. Chez l'homme, les deux principaux organes cibles du mercure sont le système nerveux central et le rein [*Bisson et al.*, 2010]. Sa capacité à se bioaccumuler et à se bioamplifier dans la chaîne alimentaire augmente sa dangerosité. Le monométhylmercure (MeHg), bien que présent en très faible quantité dans l'eau ($ng.L^{-1}$), peut se concentrer jusqu'à 10 millions de fois dans les organismes aquatiques en haut de la chaîne alimentaire [*Cossa and Ficht*, 1999], pouvant donc occasionner de graves neurotoxicités pour les consommateurs fortement exposés [*Zhang et al.*, 2010; *Boucher et al.*, 2012]. La transformation du mercure inorganique en MeHg a lieu dans l'eau, ce qui rend l'environnement aquatique la principale voie d'exposition pour l'homme et la vie sauvage [*UNEP*, 2013].

La population est principalement exposée au mercure par la nourriture, le poisson étant une source majeure d'exposition au méthylmercure [*Järup*, 2003]. L'inhalation et l'utilisation d'amalgames dentaires à base de mercure constituent les autres voies d'expositions principales. La population générale ne fait pas face à un risque significatif de santé due à l'exposition au méthylmercure mais certains groupes dont la consommation en poisson est importante peuvent atteindre des niveaux dans le sang associés à un faible risque de dommages neurologiques pour les adultes. Il existe un risque particulier pour les fœtus par le plasma et le lait maternel, expliquant que les femmes enceintes soient particulièrement ciblées par les recommandations de l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS). Une étude menée en Europe sur les concentrations en mercure dans les cheveux d'enfants suggère que 1,8 millions d'enfants naissent chaque année avec des concentrations

en méthylmercure supérieures à la limite de 0,58 µg.g^{-1} et 200 000 avec des concentrations supérieures à la limite haute de 2,5 µg.g^{-1} proposées par l'OMS [*Bellanger et al.*, 2013].

1.3.4.2. Sources de mercure

Le mercure est naturellement présent dans l'environnement et sa concentration dans la croûte terrestre est de l'ordre de 1 à 10^{-3} µg.kg^{-1} selon le type de roches [*Coquery*, 1994; *Thomassin and Touze*, 2003]. Le mercure est l'un des métaux les plus toxiques qui atteint le milieu aquatique par des sources naturelles et anthropiques. La part anthropique du mercure mobilisé à l'échelle de la planète était estimée à plus de 50 % [*Cossa and Ficht*, 1999]. Les émissions naturelles sont évaluées à 3 000 t.an^{-1} et les émissions anthropogéniques à 4500 t.an^{-1} [*Bisson et al.*, 2010].

Les sources anthropiques ponctuelles sont par ordre d'importance: la combustion des hydrocarbures fossiles (notamment le charbon) (650 à 3500 t.an^{-1}), l'incinération des déchets ménagers et hospitaliers (150 à 2200 t.an^{-1}), les procédés industriels dont la métallurgie (50 à 200 t.an^{-1}). Malgré la forte diminution des émissions de mercure depuis son pic d'utilisation dans les années 70, les sources diffuses restent nombreuses, entre autres les gaz d'échappement des véhicules, peintures, piles, thermomètres, sols contaminés [*Cossa and Ficht*, 1999; *Bisson et al.*, 2010].

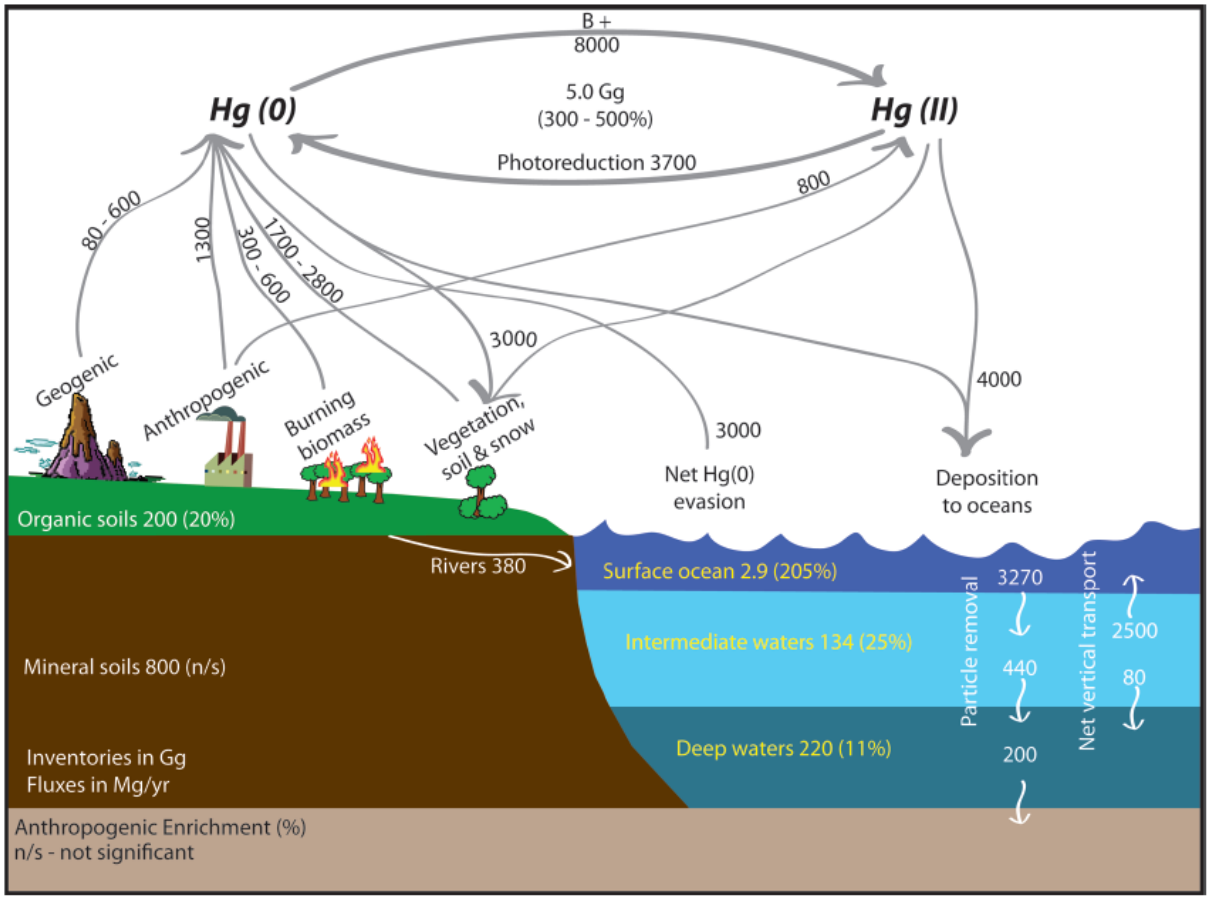


Figure 1-17 : Estimations actuelles des flux et réservoirs de mercure à la surface de la terre [*Driscoll et al.*, 2013]

Le transfert du mercure s'effectue très schématiquement par volatilisation, dépôt sec ou par pluie, transfert fluviatile et sédimentation (Figure 1-17). L'altération des roches n'est qu'une faible source de mercure pour le milieu aquatique, pour lequel la principale source de mercure est constituée par les apports atmosphériques via la pluie. Les plus récentes estimations d'émissions de mercure vers l'atmosphère à l'échelle mondiale varient entre 6500 et 8200 t [*Driscoll et al.*, 2013]. Les estimations de flux de mercure à l'échelle mondiale sont variables selon les études. Les apports fluviatiles de mercure dissous à l'océan ont été estimés à 200 $t.an^{-1}$ (soit moins de 10 % de la retombée atmosphérique en zone côtière) tandis que ceux de mercure sous forme particulaire ont été estimés à 1000 $t.an^{-1}$ [*Cossa and Ficht*, 1999]. [*Driscoll et al.*, 2013] estiment les apports de mercure total par les fleuves à 400 $t.an^{-1}$ (dont 20 $t.an^{-1}$ sous forme de méthylmercure). Une grande partie de ces particules est retenue au niveau des marges océaniques et constitue une source de pollution pour le milieu marin.

1.3.4.3. Contamination dans l'environnement

De par sa grande volatilité à température ambiante et sa forte mobilité sous forme gazeuse, le mercure est transporté sur de grandes distances dans l'atmosphère et est présent dans la plupart des compartiments de l'environnement (Tableau 1-5). Les formes ionisées du mercure ont une forte affinité avec les oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse et plus particulièrement avec la matière organique [*Coquery*, 1994]. De ce fait, il s'associe préférentiellement aux particules solides dans les sols et les rivières. Les sédiments constituent ainsi l'un des plus importants réservoirs de mercure dans l'environnement.

Tableau 1-5 : Concentrations en Hg total et en méthylmercure mesurées dans les eaux et sols français [*Bisson et al.*, 2010]

Milieu	Pluie	Eaux Souterraines	Lacs	Rivières	Mers	Sédiments	Sols
Unité	$ng.l^{-1}$	$ng.l^{-1}$	$ng.l^{-1}$	$ng.l^{-1}$	$ng.l^{-1}$	$mg.kg^{-1}$	$mg.kg^{-1}$
Hg total		0,5-15	0,5-12	0,01-6	0,05-3	<0,4	0,03-0,15
Méthylmercure	<0,5-0,6		0,04-0,8				

En milieu aqueux, les différentes formes chimiques du mercure dépendent principalement du pH, de la concentration en MES, et de la présence ou de l'absence de carbone organique. En rivière, pour des pH compris entre 7 et 8,5, la majorité du mercure est adsorbée sur les particules en suspension. Les flux de mercure en rivière sont généralement peu documentés et sont souvent basés sur des périodes d'observations courtes et/ou sur des fréquences d'échantillonnages non adaptées aux variations hydrologiques [*Coynel et al.*, 2004a; *Schäfer et al.*, 2006]. Certaines études ont montré que la majorité du transport de mercure avait lieu par voie particulaire, comme dans le Lot et la Garonne où il représente 98 % du mercure total [*Schäfer et al.*, 2006].

1.3.5. Stratégie d'échantillonnage

La détermination des flux de sédiments et de substances associées s'effectue classiquement à partir de données issues d'un échantillonnage ponctuel (Jones 2012). Pour la plupart des programmes de suivi de qualité de l'eau, la fréquence d'échantillonnage

nécessite un équilibre entre la résolution nécessaire pour estimer des flux précis et le coût de la ressource d'échantillonnage [*Kronvang and Bruhn*, 1996; *Coynel et al.*, 2004a]. Or, il a été observé que les programmes de suivi ont souvent des fréquences de suivi arbitraires (discrets) qui ne correspondent pas à la variabilité temporelle des paramètres étudiés [*Brauer et al.*, 2009]. Un régime d'échantillonnage approprié dépend du comportement du paramètre étudié, des caractéristiques du bassin versant et des objectifs de l'étude. La fréquence d'échantillonnage ponctuelle requise pour obtenir une incertitude acceptable sur les flux mesurés peut s'avérer coûteuse en moyens techniques et humains [*Coynel et al.*, 2004b] particulièrement au sein de petits bassins hydrologiques pour lesquels une part importante des flux de MES peut transiter en un temps très court [*Brauer et al.*, 2009; *Duvert et al.*, 2011]. Or, les flux qui en résultent sont souvent biaisés du fait du manque de suivi d'événements essentiels tels que les crues, ou du fait de l'utilisation de procédures de calculs de flux inappropriées [*Walling et al.*, 1992].

Bien que de nombreux aspects du suivi de qualité de l'eau et de la modélisation se sont améliorés, la fréquence d'échantillonnage reste un facteur limitant dans l'estimation des flux et la modélisation de la qualité de l'eau [*Kirchner et al.*, 2004; *Jones et al.*, 2011]. L'existence de relations étroites entre certains paramètres couramment mesurés en continu comme la turbidité, le débit ou la conductivité, et des paramètres mesurés ponctuellement comme les MES ou le phosphore total, permet d'améliorer l'estimation des calculs de flux de ces derniers paramètres. L'utilisation de mesures de débit ou de turbidité a été testée pour estimer la concentration en phosphore d'une rivière en continu [*Jones et al.*, 2011]. La relation entre la turbidité et la concentration en phosphore total a été mesurée dans un petit bassin versant (740 km²) de l'Utah aux Etats-Unis à l'amont et à l'aval du bassin. La relation obtenue est plus forte à l'amont du bassin ou le phosphore total est majoritairement particulaire. Aux deux sites, la relation varie entre la fonte des neiges printanière et les conditions de bas débits.

Plusieurs études se sont intéressées à l'influence de la fréquence d'échantillonnage sur l'estimation des flux annuels de MES ou de phosphore total par exemple [*Johnes*, 2007; *Mano et al.*, 2009]. Ces études se basent sur le sous-échantillonnage d'un jeu de données hautes fréquences afin de reconstituer un échantillonnage ponctuel et estimer les incertitudes associées. Une étude sur 17 bassins de recherche en Angleterre a mis en évidence la forte incertitude sur les estimations de flux basées sur un échantillonnage mensuel et sur une fraction individuelle du phosphore plutôt que sur le phosphore total; ainsi que l'incapacité d'un échantillonnage journalier de capturer l'entière variabilité du comportement d'export du phosphore dans des petits bassins à forte réponse hydrologique [*Johnes*, 2007]. Il a été montré que les bassins à forte réponse hydrologique nécessitaient une fréquence d'échantillonnage supérieure à celle de bassins hydrologiques plus lents pour atteindre le même niveau de précision dans l'estimation des flux; et que l'heure du jour et le jour d'échantillonnage pouvaient également impacter l'estimation des flux en fonction du site et des conditions hydrologiques [*Jones et al.*, 2012]. L'influence de la fréquence d'échantillonnage sur la conformité à un critère de qualité a été mise en évidence sur deux bassins hydrologiques contrastés [*Jones et al.*, 2012].

1.4.Source et transport de polluants d'origine urbaine

1.4.1. Programmes de recherche sur les polluants en milieu urbain

Afin d'évaluer la pollution en milieu urbain, trois observatoires ont été créés en France :

- L'observatoire des polluants urbains OPUR (1994) à Paris
- L'observatoire de terrain en hydrologie urbaine OTHU (1999) à Lyon
- Le secteur atelier pluridisciplinaire SAP (2006) à Nantes

Ces trois observatoires se sont regroupés pour constituer l'inter-observatoire HURRBIS dont l'objectif est d'aboutir à une meilleure compréhension des phénomènes en hydrologie urbaine. Des programmes de mesures ont été menés en parallèle sur l'étude spécifique des rejets de stations d'épuration constituant une des sources de pollution de temps sec sur un bassin versant (programmes de recherche AMPERE, Mediflux, études INERIS). Nous nous appuierons dans le cadre de cette étude sur ces travaux pour situer les résultats obtenus sur l'agglomération grenobloise.

1.4.2. Circulation des polluants en milieu urbain en temps de pluie

Les processus en jeu sur un bassin versant urbain sont différents de ceux observés sur un bassin versant naturel. L'imperméabilisation des sols entraîne une augmentation de la vitesse de ruissellement, et la présence de bouches d'égout diminue le temps de résidence des eaux sur le sol. Le parcours des eaux sur les surfaces urbaines est donc plus court que sur des sols naturels. La concentration des eaux de ruissellement dans des réseaux entraîne une concentration des substances contenues dans les eaux. Les échelles de temps ne sont pas les mêmes que sur le bassin.

Lors d'une pluie, le processus d'entraînement des polluants par ruissellement est plus ou moins important en fonction de certains paramètres tels que la pluie (intensité, durée), le polluant (nature) et la surface de ruissellement (coefficient, pente).

De même que dans des eaux naturelles, la répartition d'une substance entre les phases dissoutes et particulaires dépend de son caractère hydrophobe, qui peut être évalué à partir du coefficient de partage octanol/eau (Kow). Un logKow>4 indique une tendance à s'associer sur les particules et dès que logKow>4, la proportion dans la phase dissoute est faible. Les propriétés physico-chimiques particulières des effluents peuvent modifier le comportement d'une substance.

1.4.3. Les rejets urbains de temps de pluie

Les rejets urbains de temps de pluie sont constitués de l'ensemble des eaux rejetées par les installations d'épuration (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales traitées), par les déversoirs d'orage (mélange d'eaux usées et d'eaux pluviales non traitées), ainsi que par les exutoires pluviaux (eaux pluviales généralement non traitées), pendant un épisode pluvieux

et le temps qui lui succède, jusqu'à ce que le système d'assainissement retrouve son fonctionnement nominal de temps sec [*Chocat et al.*, 2007].

Les concentrations en polluants sont très variables et peuvent être importantes. Pour certains indicateurs (MES, hydrocarbures, produits phytosanitaires, etc), elles sont supérieures à celles trouvées dans les eaux usées. A Paris, durant les périodes de pluies, les flux journaliers de pollution organique sont supérieurs aux flux issus des stations de traitement des eaux [*Even et al.*, 2004]. Annuellement, ils sont comparables à la charge polluante issue des eaux en sortie de traitement (Mouchel 1998).

1.4.4. Importance de la phase particulaire

Les nombreuses études menées sur la caractérisation des effluents de temps de pluie ont montré que les MES sont le principal vecteur de pollution des RUTP [*Chebbo*, 1992; *Zgheib et al.*, 2011] soulignant ainsi l'importance de distinguer phase dissoute et particulaire [*Zgheib*, 2009]. Il est estimé que plus de 80 % des polluants contenus dans les eaux de pluie sont liés aux matières en suspensions (Tableau 1-6).

Tableau 1-6 : Ordres de grandeur de la fraction particulaire en masse de quelques polluants contenus dans les RUTP [*Chocat et al.*, 2007]

Polluants	Fraction particulaire
DCO	0,80 – 0,90
DBO_5	0,75 – 0,95
NTK*	0,48 – 0,80
Pb	0,80 – 0,98
Zn	0,15 – 0,40
Cu	0,35 – 0,60
Cd	0,20 – 0,60
HCT	0,80 – 0,90
HAP	0,75 – 0,97
PCB	0,90 – 0,95

1.4.5. Sources de pollutions urbaines

L'origine des polluants contenus dans les RUTP est multiple : pollution atmosphérique, lessivage des dépôts de temps sec et retombées sèches accumulées sur les bassins versants, érosion des matériaux urbains, remise en suspension des polluants présents dans le réseau (Figure 1-18).

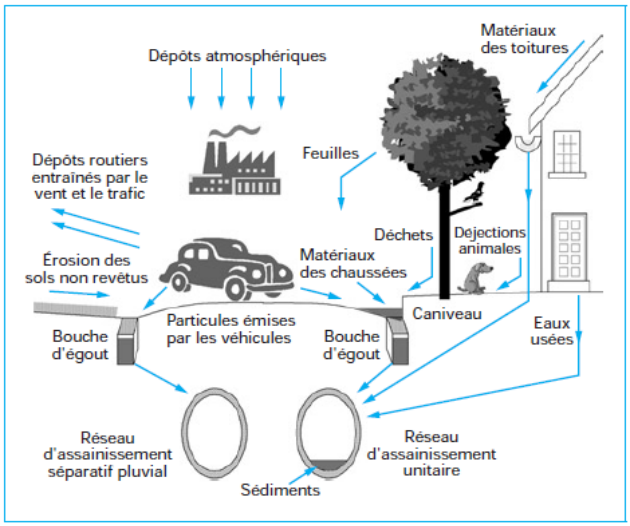


Figure 1-18 : Origine des polluants dans les RUTP [*Butler and Clark*, 1995; *Chocat et al.*, 2007]

1.4.5.1. Dépôts atmosphériques

Les aérosols naturels et émis par l'activité humaine (fumées domestiques et industrielles, poussières), ainsi que les substances qu'ils véhiculent, se retrouvent présents dans les eaux de pluie au moment de leur précipitation et participent donc à la pollution issue des eaux de ruissellement. Le caractère acide de certaines eaux de pluie peut augmenter leur agressivité vis-à-vis des matériaux sur lesquels elles ruissellent, notamment les toitures, où des valeurs de pH faibles favorisent la dissolution de certains métaux (zinc, plomb, cuivre).

Ces composés peuvent également atteindre les surfaces urbaines sans l'aide de la pluie, de la neige ou autres précipitations, on parle alors de déposition sèche. La circulation automobile fait partie des sources de déposition sèche et constitue l'une des principales sources directes de nombreux polluants (hydrocarbures et métaux) et indirecte par l'érosion des voiries et la viabilisation hivernale des voiries (sablage et sels contenant généralement des additifs divers). La part de l'industrie dans la pollution des surfaces urbaines est souvent négligeable dans les zones résidentielles mais elle peut être prépondérante dans les zones d'activités industrielles. En fonction du type d'activités, la nature des polluants recensés est variable.

Plusieurs études sur l'apport des retombées atmosphériques totales (sèches et humides) aux flux de polluants métalliques déversés à l'exutoire de bassins versants ont montré que ces apports étaient minoritaires mais non négligeables [*Azimi et al.*, 2005; *Sabin et al.*, 2005; *Becouze-Lareure*, 2010]. A l'échelle des flux totaux sur le bassin versant du Marais, Garnaud (1999) à mesuré que les retombées atmosphériques contribuaient à 2 % des flux de Cu et Zn issus de ce bassin, à 10 % de ceux de Cd et 14 % pour le Pb. Des résultats similaires ont été trouvé par [*Zgheib*, 2009] concernant la part des retombées atmosphériques à la masse totale de MES, DCO_{brute} et $DCO_{dissoute}$ sur un réseau séparatif à Sucy-en-Brie estimées respectivement à 9 %, 12 % et 23 %.

1.4.5.2. Eaux de ruissellement

La quantité de polluants disponible sur les surfaces en début de pluie résulte du dépôt des polluants au cours du temps sec précédent la pluie. Il dépend de facteurs tels que le type et la pente de la surface ruisselée, le mode d'occupation du sol, la circulation, le nettoyage des voiries ou les conditions météorologiques. Il en résulte donc une variabilité spatiale et temporelle importante dans le processus d'accumulation.

Une source non négligeable de matière organique plus ou moins facilement biodégradable est apportée par les déchets solides divers, les déjections animales et la végétation urbaine. Ces divers déchets peuvent également être la source de contamination bactérienne ou virale, ou de l'introduction de métaux dans les réseaux. La végétation urbaine est de plus à l'origine d'apports en azote et en phosphate par le biais d'engrais et de produits phytosanitaires utilisés par les services d'entretien des communes ou par les particuliers. Enfin, l'érosion des sols sous l'action du vent ou sous l'action mécanique du passage automobile, particulièrement augmentée lors de chantiers, constitue une source importante de matières en suspension.

[*Gromaire et al.*, 2001] ont quantifié la part des différents types de ruissellement au ruissellement total et ont mis en évidence la prédominance de la contribution du ruissellement de toitures dans les apports de métaux, et celle du ruissellement de voiries concernant les MES et pollutions carbonées (Tableau 1-7). La contribution des retombées atmosphériques à la pollution métallique des eaux de ruissellement à l'échelle d'un événement pluvial a également été estimée dans cette étude. Elle est plus ou moins importante et varie par exemple entre 1,4 % pour le Zn et 27 % pour le Cu. Une étude menée à Nantes dans le cadre du SAP a montré que les retombées atmosphériques constituaient une source importante de Ni, Cu et Cr tandis que les eaux de ruissellement de toitures sont source de Zn, Pb et Cd (Lamprea et al 2008).

Tableau 1-7 : Contribution en % de chaque type de ruissellement au ruissellement total sur le bassin du Marais à Paris [*Gromaire et al.*, 2001]

	Roof runoff			Courtyard runoff			Street runoff		
	10%	median	90%	10%	median	90%	10%	median	90%
SS	13	23	43	11	18	28	40	56	70
VSS	12	18	33	11	19	20	44	62	71
COD	15	25	37	10	19	27	44	57	71
BOD5	15	21	32	9	20	26	49	58	72
Cd	84	88	92	3	5	8	4	7	10
Cu	48	64	85	3	5	8	11	32	43
Pb	80	88	93	2	3	7	4	9	17
Zn	88	93	96	1	2	5	2	5	7

1.4.5.3. Eaux usées de temps sec (EUTS)

Les eaux usées présentes dans les réseaux unitaires entre le début de l'épisode pluvieux et le retour à la normale des débits se retrouvent mélangées aux eaux de pluie et constituent ainsi une source de pollution. Les concentrations en métaux disponibles dans la

bibliographie sont du même ordre de grandeur d'un site à l'autre (Tableau 1-8). Pour le cuivre par exemple, les concentrations médianes varient entre 50 et 130 µg.L^{-1}.

Tableau 1-8 : Niveaux de contaminations métalliques des eaux usées de temps sec sur quelques bassins issus de la littérature [*Becouze-Lareure*, 2010] (valeurs min-max, (moyenne), [médianes])

	Unités	Phase	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Références
EUTS urbain Sébastopol Paris, France	µg.L^{-1}	B	0.4-0.6 [0.5]	-	69-128 [110]	-	-	19-26 [21]	(Kafi-Benyahia 2006)
EUTS urbain dense Marais Paris, France	µg.L^{-1}	T	<1 -2.4 [1]	<10	20-95 [51]	0.07-0.3 [0.1]	<10	<0.2-43 [17]	(Gasperi *et al.* 2008)
EUTS urbain dense Clichy, France	µg.L^{-1}	T	0.22-0.27 [0.23]	22-27 [24]	40-50 [50]	-	1.7-2.8 [2.2]	3-7 [4]	(Zgheib 2009)
EUTS Nancy, France	µg.L^{-1}	T	0.02-0.5 (0.13)	4-17 (10)	22-147 (59)	-	4-14 (7)	2-19 (6)	(Houhou *et al.* 2009)
EUTS résidentielle Suède	µg.L^{-1}	ns	0.23	4	78	0.1	6.2	3.6	(Sörme et Lagerkvist 2002)
EUTS Suède	µg.L^{-1}	B	0.06 - 0.2 (0.1)	2 - 5 (4)	47 - 70 (62)	(0.02)	4 - 28 (11)	2 - 3 (2.5)	(Palmiquist et Hanaeus 2005)
EUTS Londres	µg.L^{-1}	B	0.1-6.1 (0.8)	2-111 (12.4)	14-556 (78)	0.3-4.6 (0.5)	2-98 (14)	6-165 (25)	(Rule *et al.* 2006a)
ETS séparatif, résidentiel Sucy-en-Brie, France	µg.L^{-1}	T	< LD	< LD	80-160 [130]	-	< LD	< LD	(Zgheib 2009)

EUTS : Eaux usée de temps sec; ETS : Eaux de temps sec

B : échantillon brut; T: somme des fractions dissoute et particulaires; ns: non spécifié dans la plublication

Dans le cadre d'OPUR, plusieurs travaux ont porté sur la part des rejets de temps sec sur les flux annuels déversés par un réseau. [*Gasperi et al.*, 2010] a mis en évidence sur 6 bassins urbains parisiens de tailles variables (42 à 2851 ha) que les eaux usées constituent la principale source de pollution organique et azotée. Des études spécifiques réalisées sur le site du Marais ont quantifié les apports de métaux par les eaux usées de temps sec et ont montré que les eaux usées représentaient 25 % du flux annuel de Pb, 37 % du flux annuel de Zn, 66 % pour le cadmium et 91 % pour le cuivre [*Garnaud et al.*, 1999; *Chebbo and Gromaire*, 2004]. La concentration particulièrement importante de cuivre dans les eaux usées de temps sec peut être attribuée à la corrosion des conduites d'eau dans les bâtiments [*Thévenot et al.*, 2007].

1.4.5.4. Processus dans les réseaux

Les processus dans les réseaux d'assainissement sont un mélange complexe des interactions entre les phases solides, liquides et gazeuses (Figure 1-19).

De nombreuses études récentes ont permis de mettre en évidence l'importance de la contribution de la remobilisation des dépôts en réseaux d'assainissement unitaires à la pollution des RUTP [*Chebbo*, 1992; *Gromaire et al.*, 2001; *Kafi-Benyahia*, 2006; *Gasperi et al.*, 2010; *Hannouche*, 2012]. A l'échelle annuelle, Chebbo (1992) a estimé la contribution des stocks en réseau à 20 % des masses totales de matières en suspension rejetées. A l'échelle de l'événement pluvieux, cette contribution a été estimée entre 40 et 70 % de la pollution totale. Les bilans de masse à l'échelle des événements pluvieux ont mis en évidence une perte d'éléments traces métalliques par stockage au cours du transport dans le réseau pouvant aller jusqu'à -70 % pour le zinc [*Gromaire et al.*, 2001] (Figure 1-21).

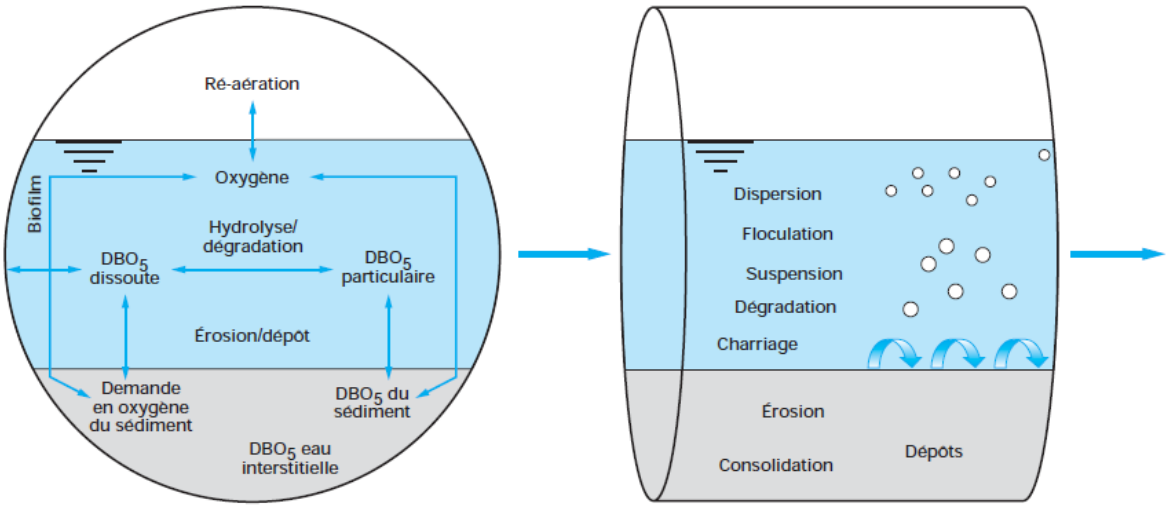


Figure 1-19 : Processus physiques, chimiques et biochimiques affectant la DBO5 au sein des réseaux d'assainissement [*Bertrand-Krajewski*, 2002]

1.4.6. Niveaux de contaminations métalliques des RUTP

Les données de concentrations métalliques disponibles dans la littérature indiquent des niveaux de contamination similaires entre les eaux pluviales et les eaux unitaires de temps de pluie, excepté pour le Cu et le Pb qui présentent des concentrations plus élevées dans les EP (Tableau 1-9).

Tableau 1-9 : Concentrations en étaux mesurées dans les rejets urbains par temps de pluie (valeurs min-max, (moyenne), [médianes]) [*Zgheib*, 2009]

	n	Unité	Cd	Pb	Ni	Hg	Cu	Zn	Cr	Références
EUTP, Marais France*	-	µg/L	0,8-3,3 (1,5)	132-377 (211)	-	-	58-208 (117)	-	-	(Gasperi *et al.* 2006a)
EUTP, OPUR2 France*	-	µg/L	0,64-2,03 (1,20)	55-289 (98)	-	-	66-231 (130)	760-1832 (1120)	-	(Gasperi *et al.* 2006a)
EUTP, France	13	µg/L	<1-2,1 (<1)	<0,2	<LD	<0,01-0,45 (0,1)	38-1180 (68)	248-3525 (682)	<10-158 (<10)	(Gasperi *et al.* 2008)
Rejets STEP urbaines, France**	167	µg/L	[6,45] (3,44) *15*	[6,22] (3,5) *13,8*	[52,83] (10) *155,28*	[0,86] (1,6) *1*	[22,87] (12) *50*	[85,62] (54) *120*	[109,87] (11,5) *322,08*	(Greaud-Hoveman *et al.* 2008)
ER site semi-industrialisé, Londres	9	µg/L	0,11-0,24 (0,24)	0,95-82.2 (2,45)	2,72-8,06 (5,4)	<0,25-0,58 (0,47)	9,77-206 (23,1)	28,2-445 (70,6)	1,46-9,43 (2,15)	(Rule *et al.* 2006a)
ER site résidentiel, Londres	9	µg/L	0,05-0,13 (0,075)	2,02-7,86 (4,73)	0,34-2,42 (4,2)	<0,25-0,82 (-)	6,1-15,9 (12,2)	11,7-35,7 (23,15)	0,38-4,44 (2,96)	(Rule *et al.* 2006a)
ER Marais, France	-	µg/L	1,4-4,1 (1,8)	257-724 (425)	-	-	37-131 (56)	760-1832 (1120)	-	(Gasperi *et al.* 2006a)
EP séparatif, Los Angeles	21	µg/L	-	1,2-16	2,1-8,5	-	5,9-37	32-320	2,1-20	(Sabin *et al.* 2005)
Eau de surface, Seine-France	60	µg/L	<0,5	<5-7 (<5)	<5	<0,03-0,05 (<0,03)	<	-	-	(Gasperi *et al.* 2009a)
Sédiments réseau séparatif, Norvège	68	µg/g	7,4-309 (24)	9-675 (61)	7,4-309 (24)	<0,01-2,81 (0,06)	16-6600 (97)	51,3-4670 (403)	11-135 (25)	(Jartun *et al.* 2008)
Sédiments réseau séparatif, Nouvelle-Zélande	3	µg/g	-	[208]	-	-	[146]	[1079]	-	(Brown and Peake 2006)
Particules sédimentables Seine, France	20	µg/g	0,044-1,3 (0,705)	43-92 (56,5)	19-41 (26)	0,11-0,89 (0,305)	32-250 (73,5)	176-1240 (354)	-	(Gasperi *et al.* 2009a)

*n=nombre d'échantillons ; *d10-d90 (d50) ;** [moyenne] (médiane) max*
EUTS : Eaux usées de temps sec ; EUTP : Eaux usées de temps de pluie, EP : eaux pluviales, ER : eaux de ruissellement.

1.4.7. Contributions des différentes sources

La contribution des différentes sources de polluants a été étudiée à l'échelle du bassin versant du Marais à Paris [*Gromaire et al.*, 2001; *Chebbo and Gromaire*, 2004] dans le cadre des phases 1 et 2 d'OPUR. Ces études ont montré l'importance des eaux de ruissellement dans les apports de métaux (en raison de la corrosion des métaux constituants les toitures), ainsi que le rôle fondamental joué par les processus de sédimentation/érosion/adsorption en réseau d'assainissement unitaire (Tableau 1-10). Concernant les apports de MES et de pollution carbonée (DBO_5 et DCO_{brute}), les eaux usées et l'érosion des stocks de polluants présents dans les réseaux unitaires constituent les principales sources (Tableau 1-10 et Figure 1-20).

Tableau 1-10 : Contributions médianes (%) des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses métalliques mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant unitaire du Marais à Paris [*Gromaire et al.*, 2001]

Polluants	Eaux usées (%)	Eaux de ruissellement (%)	Réseau (%)
MES	21	15	64
DCO_{brute}	34	15	51
$DCO_{dissoute}$	65	28	1
Cadmium	4	105	-13
Cuivre	17	34	45
Plomb	1	142	-43
Zinc	2	163	-70

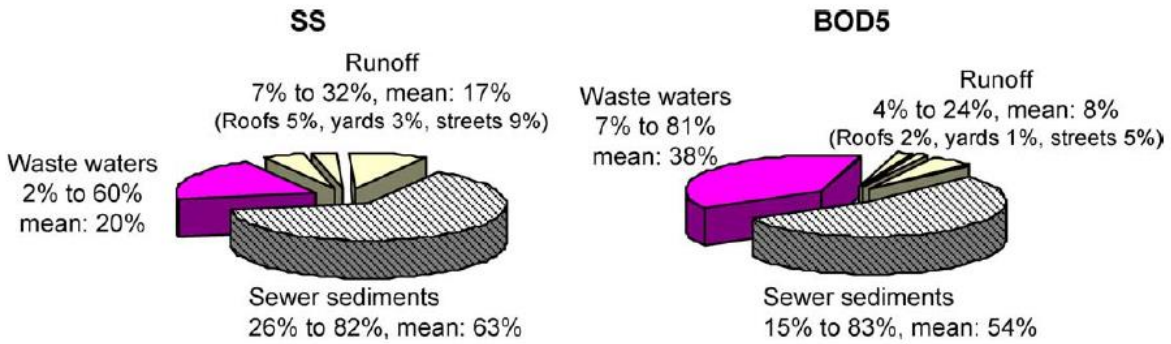


Figure 1-20 : Contribution du ruissellement, des eaux usées et des sédiments déposés aux flux de MES et DBO_5 dans les RUTP (contributions minimum, maximum et moyennes sur 31 événement pluvieux) [*Chebbo and Gromaire*, 2004]

La dynamique du zinc a été particulièrement étudiée et a mis en évidence l'importance des pertes dans le réseau (Figure 1-21).

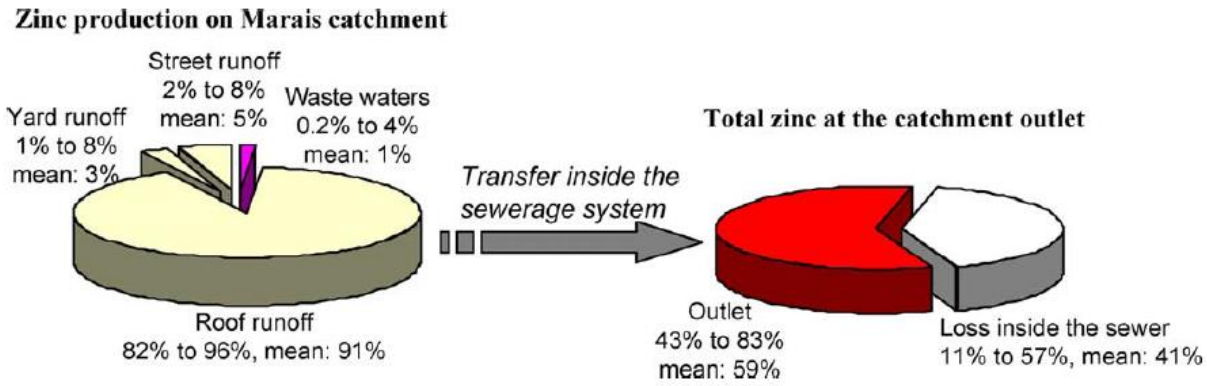


Figure 1-21 : Contributions des différentes sources de production de zinc total et leur évolution lors du transport dans le réseau (contributions minimum, maximum et moyennes sur 11 événement pluvieux) [*Chebbo and Gromaire*, 2004]

1.4.8. Effets et impacts

1.4.8.1. Les différents types d'effets

Les RUTP peuvent avoir des effets immédiats sur le milieu récepteur tels qu'une augmentation de la turbidité, une chute rapide du taux d'oxygène dissous (due à l'arrivée d'eaux fortement, voire totalement désoxygénées), une consommation rapide de l'oxygène dissous, (par apport de matières organiques rapidement biodégradable), ainsi que l'apport de micropolluants (organiques ou minéraux, sous forme dissoute ou facilement relargable) ou d'ions ammonium susceptibles de se transformer en ammoniaque (toxique si le pH et la température du milieu récepteur sont élevés).

Des effets différés peuvent également être observés tels que le dépôt et l'accumulation de matières en suspension, susceptibles de provoquer des phénomènes d'envasement et de colmatage, le stockage dans les sédiments de quantités importantes de matières organiques et de nutriments (carbone, phosphore, azote) sous forme particulaire, ainsi que l'accumulation dans les sédiments ou dans la chaîne alimentaire de polluants persistants de toutes natures (métaux, hydrocarbures..). Ces effets sont qualifiés de cumulatifs et ne se manifestent pas uniquement à proximité immédiate des points de rejet.

1.4.8.2. Les différents types d'impacts

Les impacts de ces rejets concentrés sur des temps courts sont divers : modification du régime hydrologique et morphodynamique des rivières, chocs anoxiques entraînant des mortalités piscicoles, effets toxiques chroniques affectant les populations animales, contribution à l'hyper-eutrophisation des milieux, risques sanitaires associés à la pollution bactériologique, altération des paysages [*Ahn et al.*, 2005].

2. Etat des lieux de la contamination dans le bassin grenoblois

2.1.Description du site d'étude

2.1.1. Caractéristiques du milieu récepteur

2.1.1.1. Contexte géographique

L'agglomération grenobloise se situe dans le Sud-Est de la France, en région Rhône-Alpes dans le département de l'Isère (Figure 2-1a). La communauté d'agglomération Grenoble-Alpes Métropole (dénommée la Métro) est actuellement composée de 49 communes membres et compte près de 440 000 habitants. Ceci fait d'elle la seconde agglomération de la région Rhône-Alpes après Lyon et la plus grande métropole Alpine. L'agglomération est située entre les massifs du Vercors (au Sud-Ouest), de la Chartreuse (au Nord) et la chaîne de Belledonne (à l'Est) (Figure 2-1b).

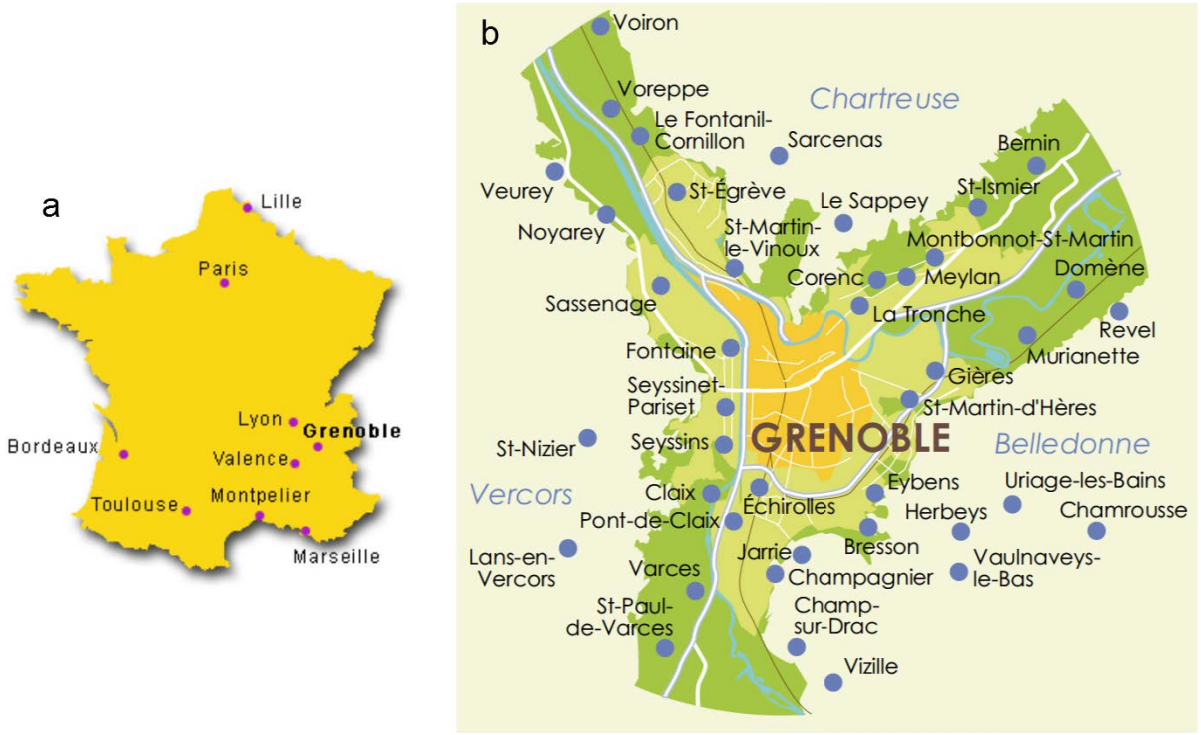


Figure 2-1 : a) Carte de localisation de Grenoble, b) Communes voisines et massifs montagneux entourant l'agglomération grenobloise

2.1.1.2. Climat

Les massifs des Alpes du Nord drainés par l'Isère sont soumis principalement à un climat continental montagnard caractérisé par d'importants contrastes thermiques et pluviométriques entre la plaine et la montagne. D'importants contrastes existent également au sein des bassins de montagne entre les versants exposés au soleil et aux vents dominants et les versants moins ensoleillés et protégés des vents [*Mano*, 2008]. On observe une prédominance des précipitations neigeuses hivernales (influence océanique) et des pluies d'orages d'été et d'automne dues à l'influence continentale montagnarde [*Peiry*

et al., 1999]. L'amplitude thermique annuelle est de 19°C entre janvier et juillet, ce qui la classe parmi les plus élevées de France (Figure 2-2).

Dans le bassin versant du Drac (drainant le sud du bassin versant de l'Isère, (Figure 2-3) soumis à l'influence du climat méditerranéen, les précipitations ont également lieu en automne.

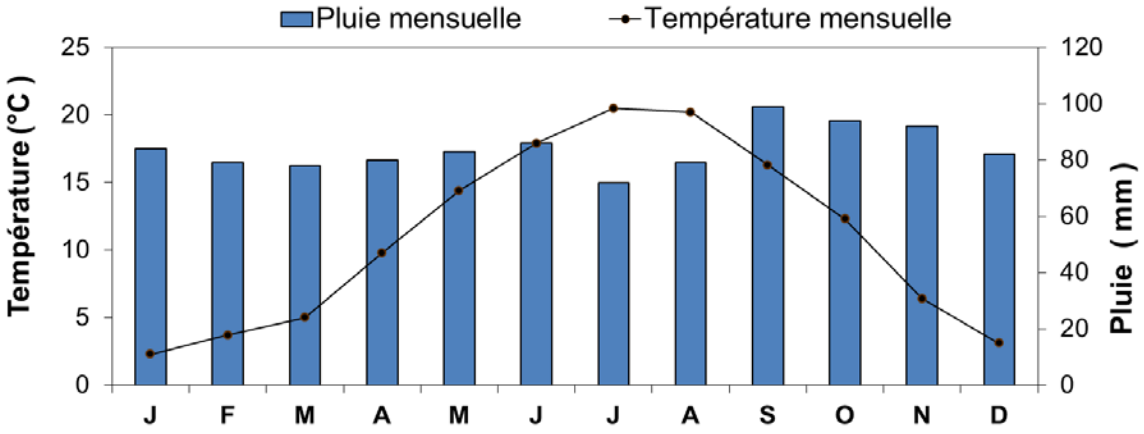


Figure 2-2 : Variation de la température et des précipitations à la station météorologique de Saint-Martin d'Hères (Données Météo France 1981-2000)

2.1.1.3. Hydrographie

L'Isère et le Drac sont deux rivières alpines au régime fortement influencé par l'activité hydroélectrique.

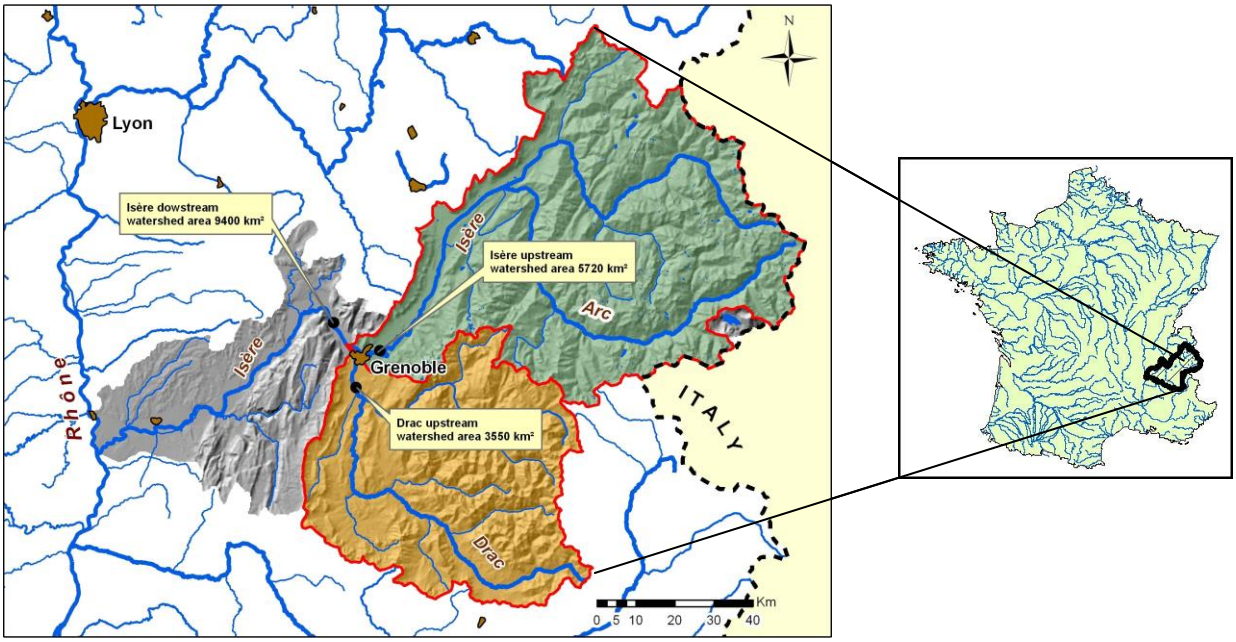


Figure 2-3 : Carte de localisation des bassins d'étude

L'Isère est une puissante rivière alpine d'un bassin versant de 11 800 km², qui draine une grande partie des Alpes du Nord françaises en direction du Rhône puis de la mer Méditerranée. L'Isère est l'un des affluents majeurs du Rhône et contribue pour 20 % au flux

de matières solides [*Dumas*, 2007; *Némery et al.*, 2013] et pour 11 % en moyenne à l'écoulement annuel du Rhône (332 $m^3.s^{-1}$ à la confluence) [*Mano*, 2008]. Les deux principaux affluents de l'Isère à l'amont de Grenoble sont l'Arly au Nord et l'Arc à l'Est. L'Isère prend sa source en haute montagne dans le massif de la Galise, près de la frontière italienne, à 2650 m [*Blanchard*, 1943]. Simple torrent glacière à son origine (pente 0.0613m/m), l'Isère descend ensuite rapidement la vallée sinueuse et étroite de la Tarentaise (pente 0,0116 m/m) où de nombreux affluents torrentiels l'alimentent. A Albertville (alt. 400 m), l'Isère est rejointe par l'Arly et débouche dans le « Sillon Alpin », longue vallée structurale profondément creusée par les glaciations quaternaires. Dans la partie amont du Sillon Alpin appelée « Combe de Savoie », la pente moyenne est de l'ordre de 0,0017 m/m. L'Isère y reçoit les eaux de l'Arc qui draine la vallée de la Maurienne. Dans la partie aval du Sillon Alpin, l'Isère s'écoule dans la vallée du Grésivaudan, large plaine alluviale remarquablement plate dont la pente n'excède pas 0.0010 m/m à proximité de Grenoble. Le bassin de l'Isère à Grenoble (5720 km²) est caractérisé par de fortes altitudes : 77 % du bassin versant est situé au-dessus de 1000 m et 17 % au-dessus de 2500 m d'altitude [*Peiry et al.*, 1999]. Enfin, le lit de l'Isère est fortement artificialisé, avec de nombreuses extractions passées de matériaux et aménagements humains (endiguements,..) ayant entraîné des phénomènes d'incision et d'exhaussement des bancs. Un projet d'aménagement de l'Isère entre Pontcharra et Grenoble nommé « Isère amont », porté par le Syndicat mixte des bassins hydrauliques de l'Isère (SYMBHI), vise à protéger le territoire contre une crue bicentennale. Les travaux ont débuté en 2012 pour une durée de 5 ans.

A Grenoble (alt. 210 m) l'Isère reçoit les eaux du Drac, son principal affluent. Le Drac, prend sa source dans la vallée du Champsaur (dans le parc national des Ecrins) et draine la haute montagne englacée de l'Oisans, frontière naturelle entre les Alpes du Nord et du Sud. D'un bassin versant de 3626 km² à sa confluence avec l'Isère, le Drac mesure 130.2 km de long. Le Drac et son principal affluent, la Romanche (bassin versant de 1220 km²), s'écoulent dans des vallées étroites en pente généralement forte (>0,0050 m/m) [*Peiry et al.*, 1999]. Le point culminant se situe à 4088 m d'altitude sur le Barre des Ecrins et le point bas à 208 m à la confluence Drac-Isère [*Xouillot and Chouquet*, 2002]. Suite à une déviation de son lit visant à protéger Grenoble des crues, le Drac se jette dans l'Isère juste en aval de Grenoble au niveau de la commune de Fontaine. A son débouché dans la cuvette grenobloise, le Drac garde une forte pente (0,0035 m/m) [*Peiry et al.*, 1999]. Le Drac est également très fortement aménagé pour la production d'hydroélectricité avec environ 50 ouvrages allant de la microcentrale à la grande retenue [*Xouillot and Chouquet*, 2002].

A l'aval de Grenoble, l'Isère s'encaisse alors dans les terrasses quaternaires du Bas Dauphiné avant de rejoindre les eaux du Rhône (alt.110 m) après un parcours d'environ 280 km [*Peiry et al.*, 1999] ponctué de plusieurs aménagements hydroélectriques au fil de l'eau (barrages de Saint-Egrève, Beauvoir, Saint-Hilaire, Pizançon, La Vanelle et Beaumont-Monteux).

2.1.1.4. Géologie

Plusieurs zones géologiques découpent le bassin versant de l'Isère (Figure 2-4). Dans sa partie supérieure, la zone des Alpes internes comprend les vallées de la Tarentaise (haute Isère) et de la Maurienne (Arc). Cet ensemble géologique complexe est formé de nombreuses nappes de charriage. 65 % du bassin repose sur des roches hétérogènes (schistes, flyschs et roches carbonatées), 12 % sur des roches tendres (marnes), seulement 15 % du bassin est composé de roches résistantes (métamorphiques et cristallines) et les 8 % restant sont constitués d'alluvions fluviatiles déposés ou de dépôts glaciaires [*Mano*, 2008].

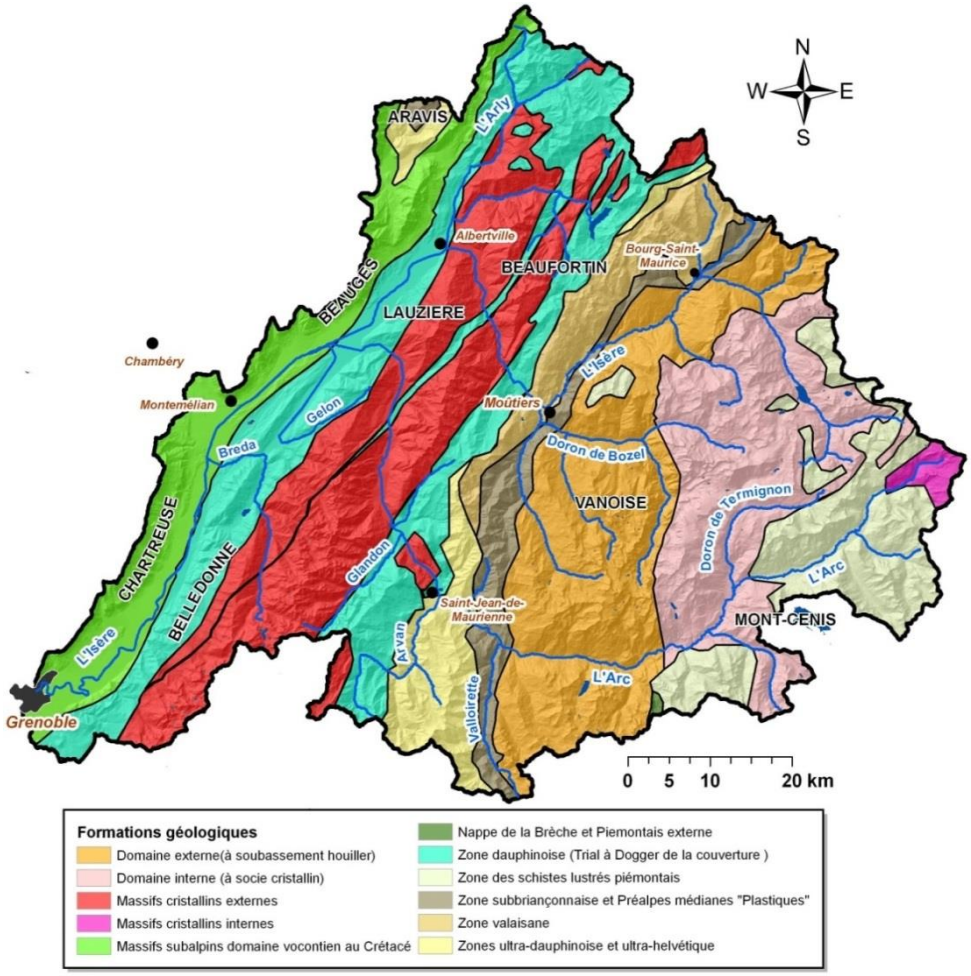


Figure 2-4 : Géologie du bassin versant de l'Isère en amont de Grenoble (Source : BRGM, Alcayaga 2013)

Le long de la rivière Drac, des sols jeunes se sont développés sur des sédiments modernes issus du Drac. Des sols silteux et alcalins sur les collines couvrent des roches sédimentaires datant du Jurassique (Mésozoïque), plus précisément des calcaires datant du Dogger (Aalénien, 180-175 Ma) [*Grangeon et al.*, 2012].

Les vallées de l'Isère et du Drac se trouvent sur les niveaux les plus tendres de la série stratigraphique du quaternaire : Lias Schisteux et Terres noires du Jurassique. Le travail de l'érosion fut donc aisé et leur largeur s'explique par les multiples divagations des cours d'eau au cours du Quaternaire, après les plissements alpins (BRGM).

2.1.1.5. Hydrologie

Le débit moyen annuel de l'Isère à Grenoble calculé sur 53 ans (1960-2013) est d'environ 180 $m^3.s^{-1}$ (Figure 2-5) avec des pointes de hauts débits de 900 $m^3.s^{-1}$ durant les périodes de crues (au printemps et l'été), pouvant atteindre des valeurs supérieures à 1600 $m^3.s^{-1}$ lors d'événements extrêmes [*Peiry et al.*, 1999]. Les débits minimums sont observés en hiver avec des valeurs de l'ordre de 70 $m^3.s^{-1}$ en étiage. Le débit de l'Isère suit un régime pluvio-nival fortement influencé par les ouvrages hydroélectriques implantés en amont. On y rencontre de nombreuses retenues, parfois importantes comme le barrage de Tignes (225 millions de m^3) ou la retenue de Roseland (187 millions de m^3). Deux aménagements importants modifient également les écoulements naturels : le transfert d'eau Arc-Isère qui restitue une partie des débits de l'Arc à Saint-Jean de Maurienne directement dans l'Isère à l'amont de Grenoble et un deuxième qui dérive une partie des débits de l'Isère à Moutiers dans l'Arc juste avant sa confluence avec l'Isère (Figure 2-6). L'Arc est particulièrement aménagé avec quatre barrages mobiles, plusieurs barrages fixes sur ses affluents, une retenue et de nombreuses prises et restitutions d'eau (Figure 2-6). De nombreuses études sont réalisées sur le transfert de sédiments le long de l'Arc et de l'Isère [*Camenen et al.*, 2008; *Lauters et al.*, 2012; *Antoine*, 2013; *Thollet et al.*, 2013].

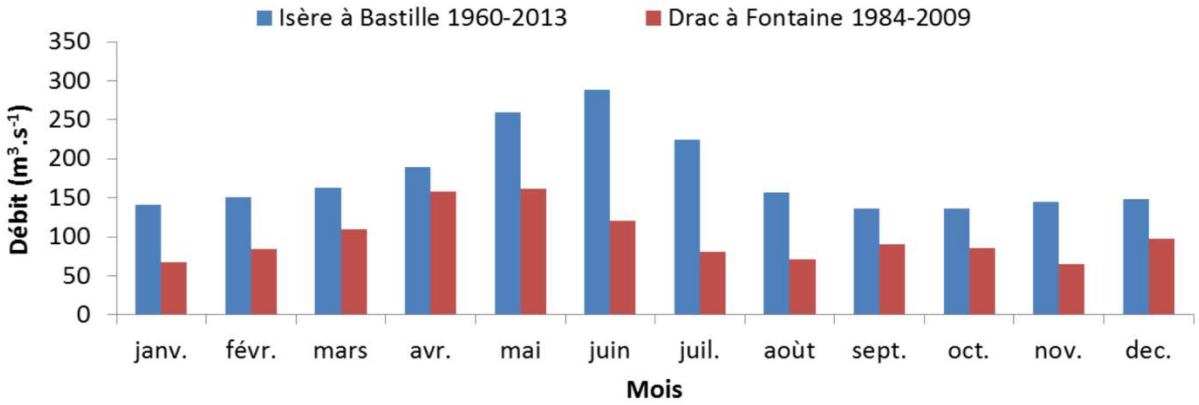


Figure 2-5 : Modules de l'Isère à Grenoble et du Drac à Fontaine (Source : banque HYDRO)

Le module du Drac calculé à Fontaine (période 1984-2009) est de 99 $m^3.s^{-1}$. Le régime hydrologique du Drac possède un caractère nivo-pluvial marqué avec des crues de printemps dues à la fonte des neiges, suivies par une baisse rapide du débit entraînant un court étiage en septembre lorsque le débit n'est plus soutenu par la fonte du manteau neigeux. Dès octobre, le débit remonte légèrement en raison des pluies automnales, puis retombe dès novembre vers un 2ème étiage d'hiver en janvier-février lorsqu'une grande partie de la précipitation est sous forme solide (Figure 2-5). Les écoulements du Drac sont fortement influencés par les aménagements hydroélectriques présents avec notamment quatre grands barrages (Lac du Sautet, Saint-Pierre-Cognet, Monteynard-Avignon et Notre-Dame-de-Commiers) et le canal de Gap qui transfère l'eau vers le bassin de la Durance (Figure 2-7).

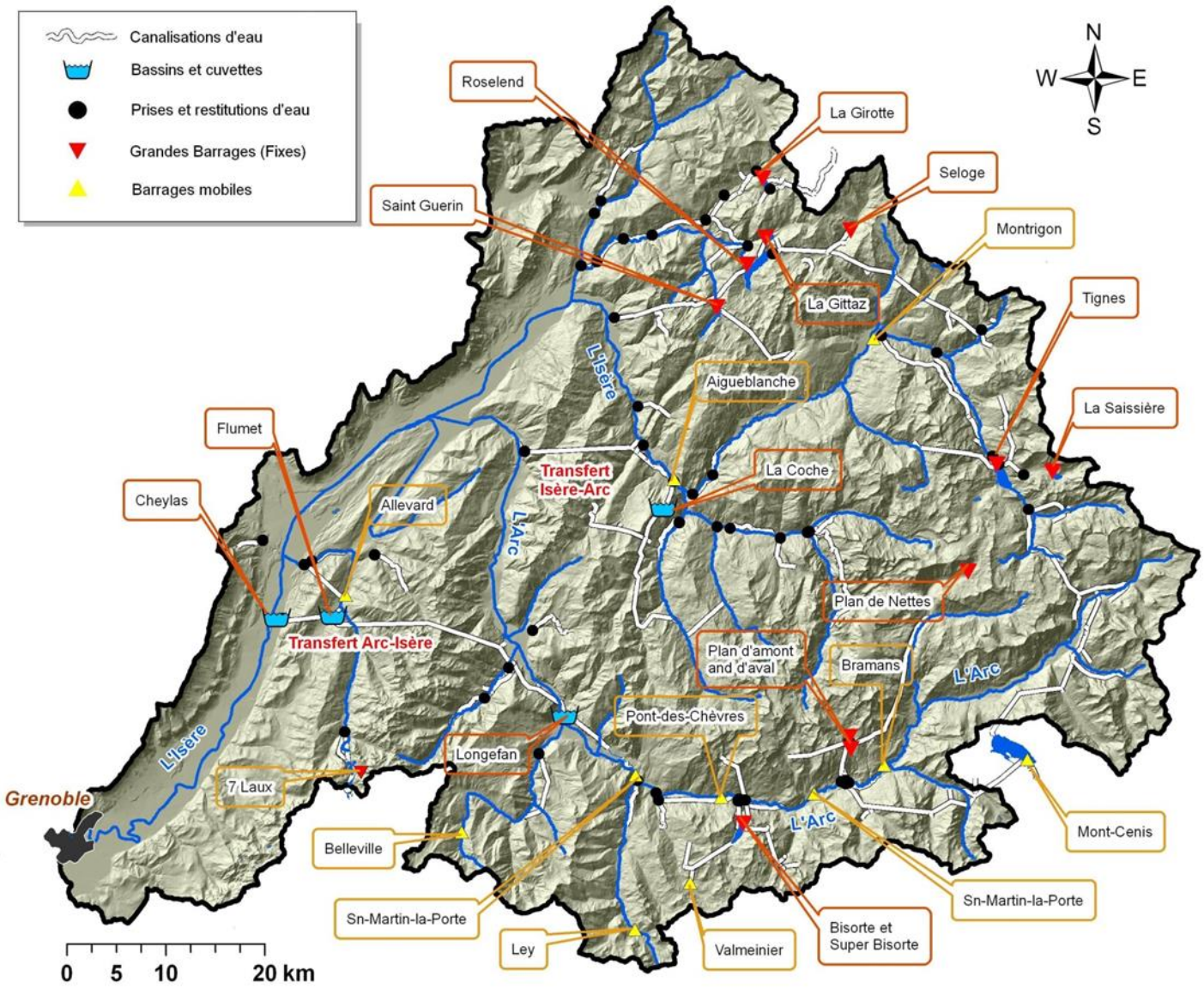


Figure 2-6 : Ensemble des ouvrages hydrauliques EDF sur le bassin versant de l'Isère à Grenoble (Alcayaga, 2013)

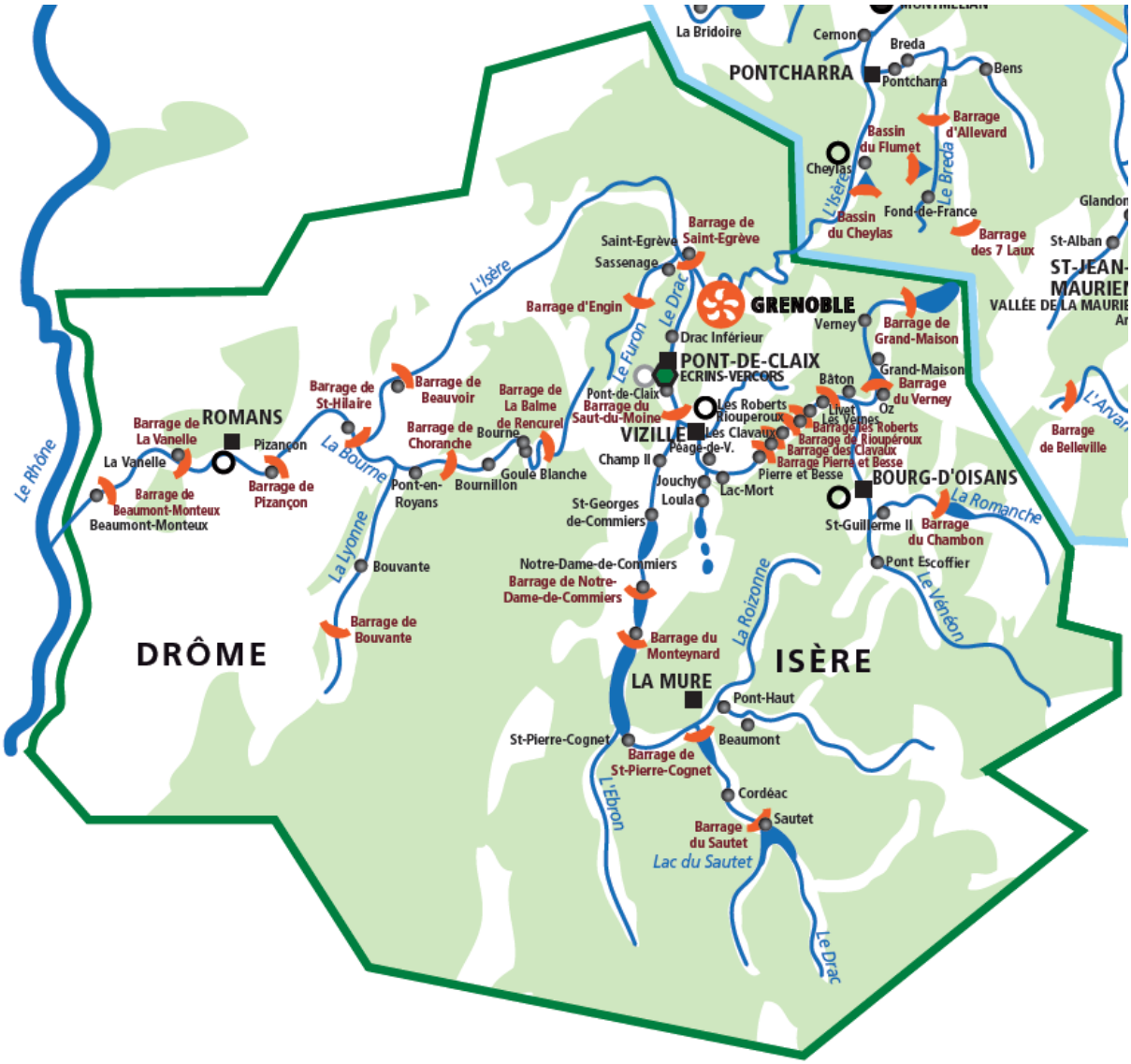


Figure 2-7 : Ensemble des ouvrages hydrauliques EDF sur le bassin versant du Drac et de l'Isère à l'aval de Grenoble (site internet EDF)

2.1.1.6. Occupation des sols

La majeure partie des sols du bassin de l'Isère est occupée par des forêts, des milieux à végétation arbustive et/ou herbacée et des espaces ouverts avec pas ou peu de végétation (Figure 2-8). Les vallées de l'Arc, de l'Arly et l'Isère à l'amont d'Albertville sont faiblement urbanisées et possèdent quelques terres agricoles hétérogènes. A partir d'Albertville, la vallée de l'Isère est plus fortement agricole avec la présence de terres arables, de zones agricoles hétérogènes et de cultures permanentes. Un peu en amont de Grenoble, la présence de zones industrielles est notable ainsi qu'une forte urbanisation et quelques terres arables le long de l'Isère.

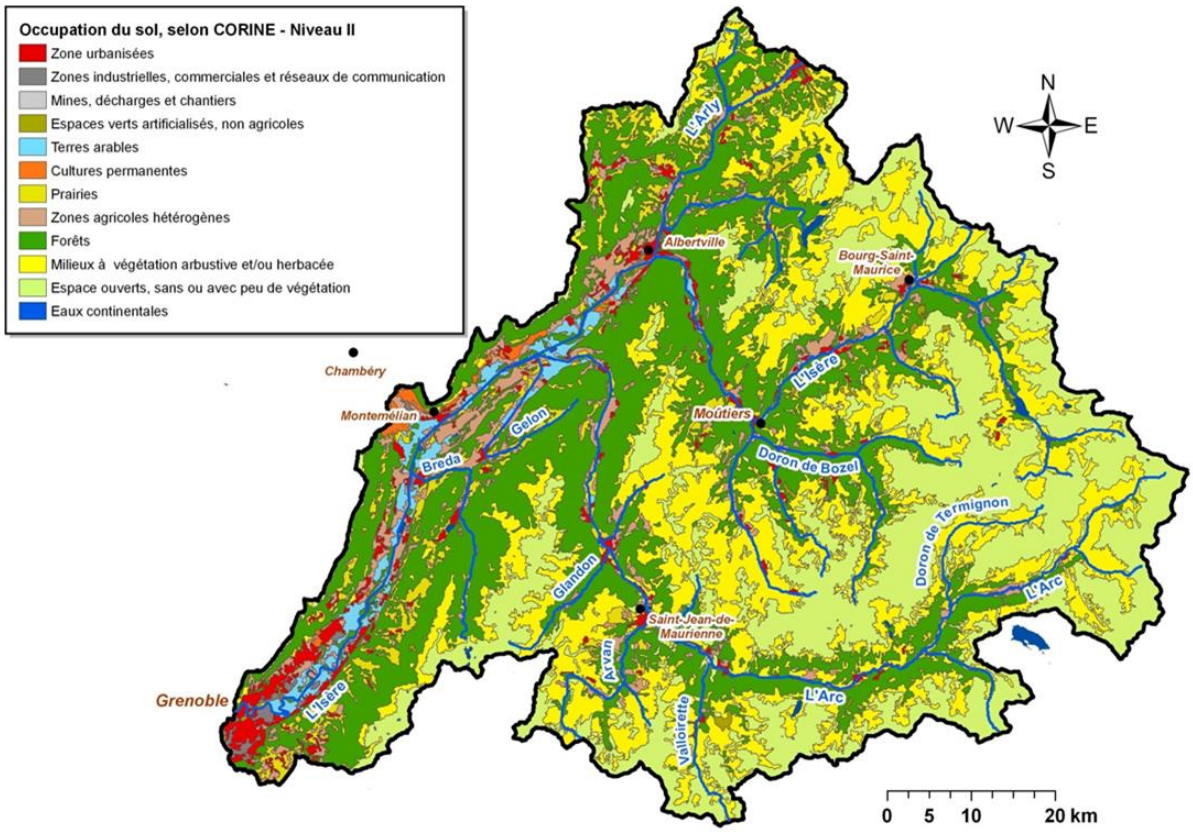


Figure 2-8 : Carte d'occupation des sols du bassin versant de l'Isère à Grenoble (Données CORINE, Alcayaga 2013)

Dans le cadre de l'étude des RUTP, l'occupation des sols de l'agglomération grenobloise a été étudiée à fine échelle pour la détermination des caractéristiques des bassins versants de ruissellement présents (Figure 2-9) [*Egis*, 2012b].

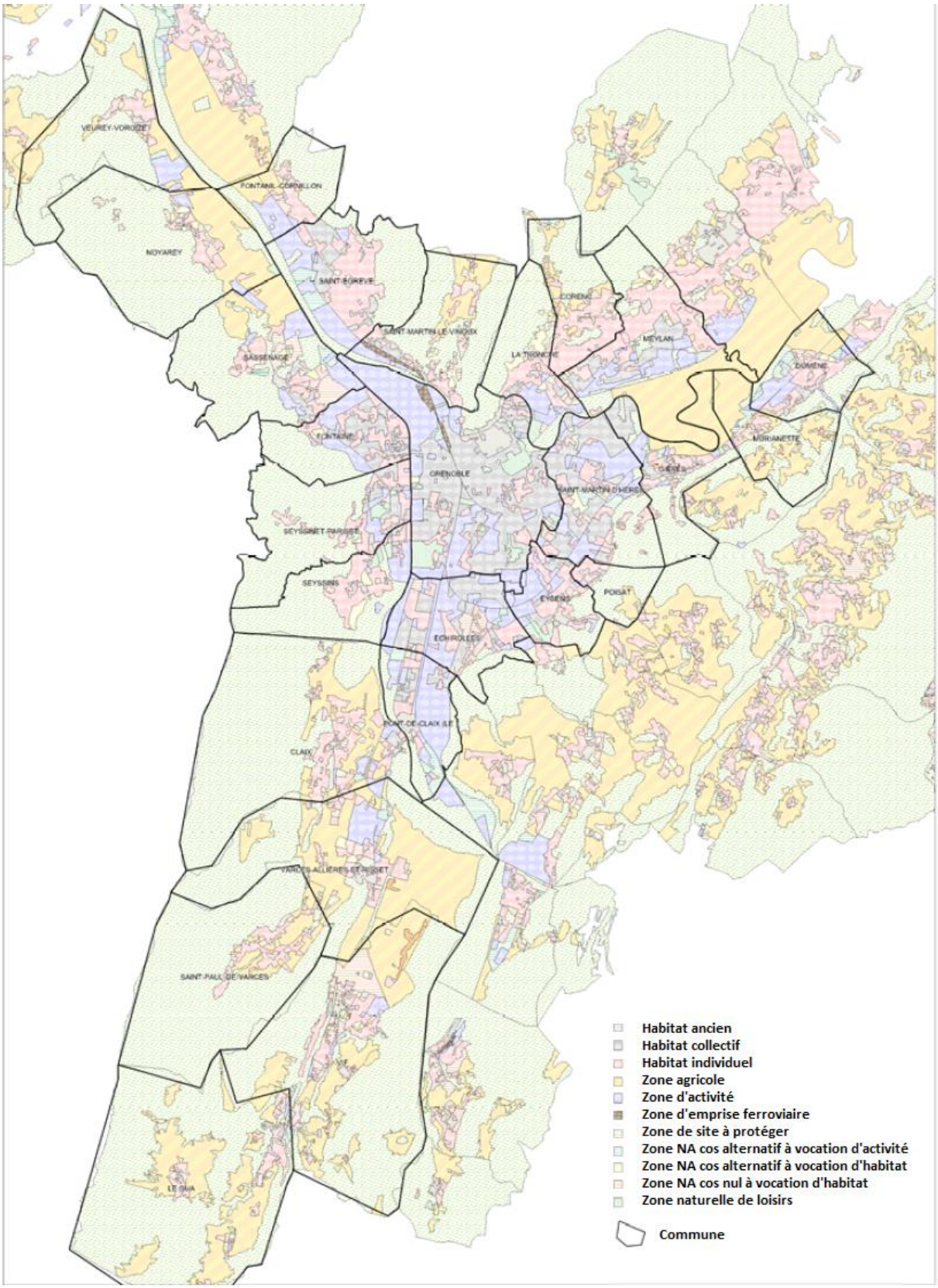


Figure 2-9 : Carte d'occupation du sol de l'agglomération grenobloise [*Egis*, 2012b]

2.1.1.7. Activités économiques

a) Zone Propre d'Aquapole

Grenoble-Alpes Métropole s'est engagée en 2011 dans une opération collective dénommée « Aquapole Zone Propre » en partenariat avec l'Agence de l'Eau, la Chambre de Commerce et d'Industrie de Grenoble, la Chambre des Métiers et de l'Artisanat de l'Isère et les syndicats en charge de l'assainissement sur le territoire. Cette opération consiste en des actions sur les volets déchets et assainissement ayant pour but de diminuer les pollutions diffuses et dispersées d'origines autres que domestiques. Dans ce cadre, environ 8000 établissements industriels ou artisanaux sont recensés sur le territoire de la Zone Propre d'Aquapole, dont les activités sont potentiellement polluantes et/ou fortes consommatrices en eau [*Egis*, 2012b]. Début 2013, 81 industriels de la zone propre d'Aquapole bénéficiaient d'une autorisation de déversement d'effluents vers le réseau public [*Métro*, 2012]. La charge organique (Demande Chimique en Oxygène) de ces 81 établissements représente environ 55000 EH en considérant 1 EH= 135 $g.j^{-1}$ DCO.

b) A l'échelle des bassins versants

Dans le cadre de l'opération collective de Recherche et de Réduction des substances dangereuses dans l'eau (RSDE), une campagne de suivi des principaux secteurs industriels a été menée dans chaque région de France. Dans la région Rhône-Alpes, cette première phase a été entreprise auprès de 376 sites industriels et 43 stations d'épuration urbaines ou mixtes en 2002, soit près d'un tiers des installations classées de la région**.** La répartition par type d'activité des installations représentatives de la répartition des activités sur chaque bassin est présentée ici pour le bassin de l'Isère (Figure 2-10).

i. Bassin versant de l'Isère

La métallurgie est un secteur très présent sur le bassin de l'Isère et représentait encore 50 % des activités sur la Haute Isère et l'Isère Grésivaudan en 2002 (Figure 2-10). Sur ces sous-bassins, la seconde activité émettrice de rejets polluants est l'épuration des eaux urbaines (20 %) suivie par le traitement et le stockage des déchets (10 %), la chimie et parachimie (10 %), et les stations d'épuration mixtes ou industrielles (10 %). Sur les trois industriels recensés sur la vallée de l'Arc, deux appartiennent au domaine de la chimie et de la parachimie et la troisième à celui de la métallurgie.

ii. Bassin versant du Drac

Les activités industrielles se concentrent essentiellement sur la partie basse du Drac, près de Grenoble. Elles sont à la fois grandes consommatrices d'eau et productrices d'une pollution notoire de l'extrême aval des cours d'eau Drac et Romanche avec 27 entreprises sensibles dont 5 soumises à la Directive Seveso. Parmi les activités industrielles, les extractions de granulat sont à mentionner avec des prélèvements sauvages ponctuels ou réguliers encore observés en 2002 [*Xouillot and Chouquet*, 2002]. Lors de la 1ère phase de campagne RSDE, parmi les 13 sites industriels suivis, le secteur de la chimie et parachimie est

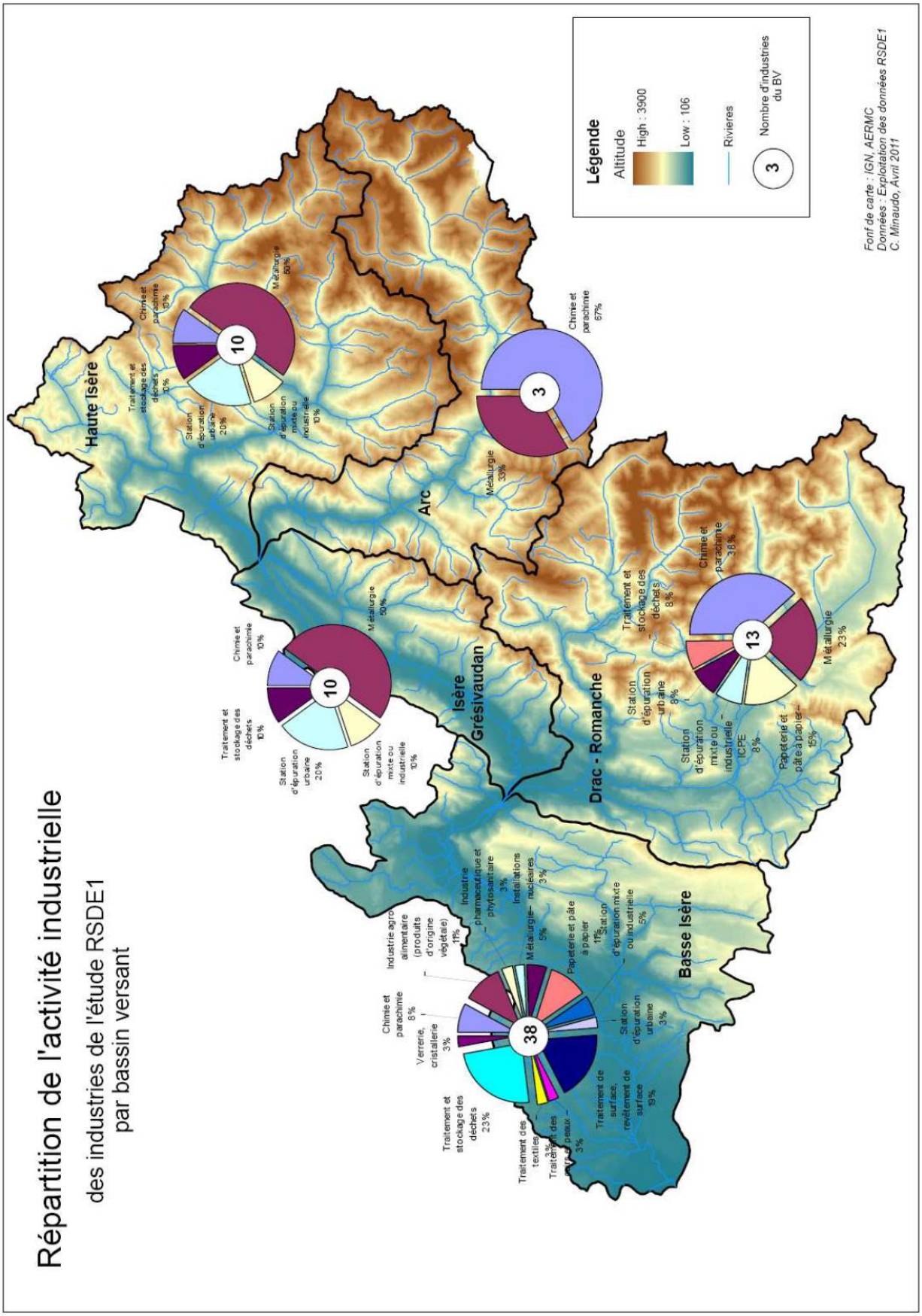


Figure 2-10 : Répartition de l'activité industrielle sur le bassin versant de l'Isère issue de l'étude RSDE1 [*Minaudo*, 2011]

dominant (38 %) suivi par la métallurgie (23 %), la papeterie et la pâte à papier (15 %) et le stockage des déchets et les stations d'épurations (8 %) (Figure 2-10).

Parmi les industries présentes sur le bassin Drac-Romanche, l'usine de Chlore Alcali située à Champ-sur-Drac, au Sud-Est de Grenoble, est une des sources importantes de mercure dans la région. L'activité de Chlore Alkali utilise du mercure élémentaire pour la production de chlore et d'hydroxyde de sodium par électrolyse d'une solution de chlorure de sodium. Bien que d'autres procédés plus propres, moins coûteux en énergie et n'utilisant pas de Hg aient été adoptés durant les dernières décennies, de nombreux pays n'ont pas encore changé de technologies et continuent de produire d'importantes quantités de déchets mercuriels [*Mahan*, 2008]. En Europe, la loi a récemment imposé l'utilisation de procédés alternatifs et moins polluants (i.e. des procédés à cellules membranaires) et l'utilisation de Hg comme cathode dans les usines de chlore-alcali a été interdite depuis 2008 (Pöttering and Jouyet, 2008). Cependant, certaines installations, dont l'usine de Champ sur Drac, bénéficient d'autorisations spécifiques et sont toujours en activité.

2.1.2. Caractéristiques du réseau de collecte et d'assainissement

Grenoble-Alpes Métropole est un établissement public de coopération intercommunale regroupant 28 communes de l'agglomération grenobloise. Depuis le 1er janvier 2000, la Métro assume l'ensemble de la collecte, du transit et du traitement des eaux usées, depuis le point de raccordement des usagers jusqu'au rejet à l'Isère après traitement à la station d'épuration dite «Aquapole» pour le compte des 28 communes membres et des 27 communes extérieures, regroupées sous le nom de « Zone Propre d'Aquapole ». La régie assainissement au sein de la Métro est donc en charge d'assurer l'exploitation du service public d'assainissement des eaux usées de 55 communes, représentant 466 799 habitants au 1er janvier 2012 (Figure 2-11).

La compétence collecte des eaux pluviales limitée aux ouvrages canalisés (hors fossés et ouvrages de protection contre les crues) a également été transférée à la Métro. La station d'épuration Aquapole ainsi que les gros collecteurs intercommunaux sont gérés par la Société Dauphinoise d'Assainissement dans le cadre d'une délégation de service public. Les caractéristiques des ouvrages gérés et les différents modes de gestions sont synthétisés dans le Tableau 2-1.

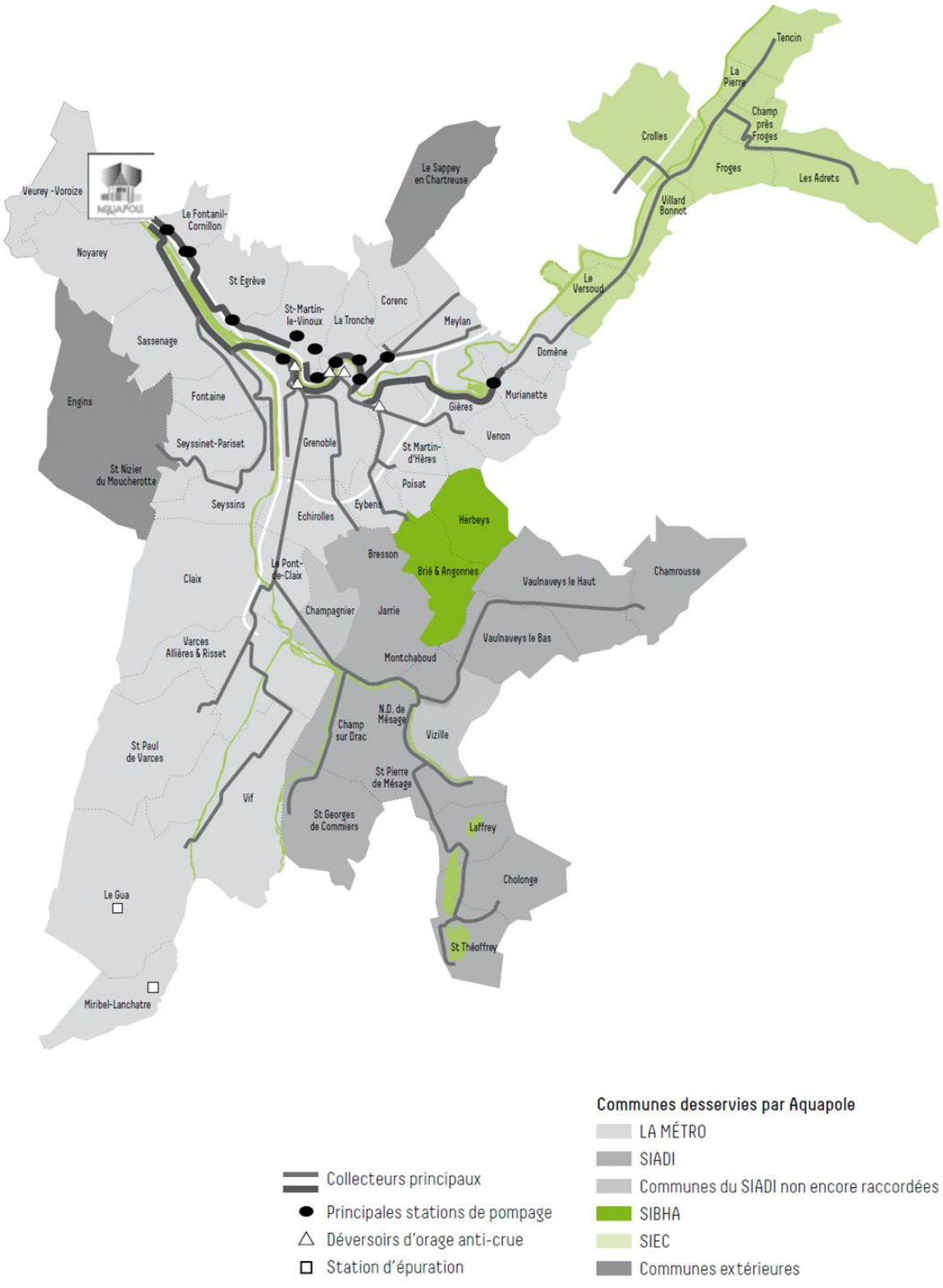


Figure 2-11 : Ensemble des communes appartenant à la zone propre d'Aquapole (Métro 2012)

Tableau 2-1 : Récapitulatif des ouvrages présents sur le territoire de la Métro

Ouvrages	Lineaires ou caracteristiques principales	Mode de gestion
Réseaux communaux transférés et réalisés par la régie	1800 Km de réseaux dont 1 650 km de réseaux publics eaux usées, unitaires et eaux pluviales (primaires)	Régie à autonomie financière créée au 1er janvier 2001
Ouvrages annexes transférés et réalisés par La Métro	108 stations de pompages et de relèvement	
Station d'épuration du Gua et de Miribel-Lanchâtre	350 équivalents habitants	
Station d'épuration Aquapole	500 000 équivalents habitants	Délégation de service public - Société Dauphinoise d'Assainissement - Convention du 26 avril 1985
Gros collecteurs intercommunaux et ouvrages annexes	40 km de réseaux et 39 ouvrages annexes	

2.1.2.1. Présentation du réseau de collecte

Le système de collecte d'une longueur totale de 1800 km (dont 1651 km de réseaux publics) est mixte avec 78 % de linéaire de réseaux séparatif (situés dans les villes périphériques et les quartiers d'urbanisation récents) et 22 % de linéaire de réseaux unitaires (situés principalement dans les cœurs de ville) dans lesquels la majorité des EU issues des réseaux séparatifs transitent avant d'arriver à la Step (Tableau 2-2). Cependant, la surface active raccordée aux collecteurs unitaires reste très élevée : de l'ordre de 1000 à 1200 ha selon l'étude de schéma directeur d'assainissement. Des actions de déconnexion des surfaces actives sont engagées pour limiter les RUTP. Le système de collecte compte environ 150 ouvrages de pompage permettant le transfert des effluents jusqu'à la Step Aquapole.

Tableau 2-2 : Linéaire et typologie des réseaux de collecte gérés par la Métro [*Métro*, 2012]

Nature du réseau	Linéaires en Km
Réseaux d'eaux usées	637
Réseaux d'eaux pluviales	649
Réseaux unitaires	365
TOTAL	1651

Le réseau d'assainissement possède 46 déversoirs d'orages (DO) > 200 EH et une quinzaine d'ouvrages de surverse assurant le non dépassement de la capacité hydraulique du réseau. Les déversoirs d'orage sont ainsi configurés pour permettre par temps de pluie de déverser des volumes d'eaux unitaires excédentaires vers le milieu récepteur. La réglementation classe les DO en 4 groupes :

- DO < 200 EH : non soumis à déclaration préfectorale

- 200 EH < DO < 2 000 EH : soumis à déclaration préfectorale mais non soumis à autosurveillance

- DO 2000 > DO > 10 000 EH : soumis à déclaration préfectorale et à autosurveillance du temps de surverse.

- DO > 10 000 EH : soumis à autorisation préfectorale (avec étude d'impact environnementale) et autosurveillance : mesures de débit en continu et estimation des charges particulaires et organiques déversées.

La surface totale de l'agglomération est de 31000 ha. L'agglomération grenobloise compte 4 DO supérieurs à 10 000 EH (Figure 2-12) dont les surfaces actives varient entre 200 et 600 ha (Tableau 2-3) et dont les rejets sont déversés dans l'Isère. Le DO Mogne (M) reçoit les effluents des communes situées en amont Est de Grenoble. Le DO Jean Macé (JM) reprend les effluents de la ville de Grenoble et de la commune d'Echirolles. Le DO Fontenay 1 (F) reprend les effluents de la partie Ouest de Grenoble ainsi que toutes les communes du sud du territoire. Le DO Grande Saulne (GS) reprend les effluents des branches unitaires en bord de Drac sur les communes de Seyssinet Pariset et Fontaine. Le flux déversé est rejeté vers le ruisseau Grande Saulne qui se jette dans le Furon (torrent) puis dans l'Isère à l'aval du barrage EDF de Saint-Egrève.

Tableau 2-3 : Caractéristiques des principaux DO [*Egis*, 2012a]

DO	Type de réseau	Surface du BV (ha)	Surface active théorique (ha)	Surface active mesurée (ha)	C=SA (mesurée)/S
Mogne	Unitaire	600	300	348	58%
Jean Macé	Unitaire	470	280	106	23%
Fontenay 1	Unitaire	420	210	163	39%
Grande Saulne	Unitaire et EP stricte	200	150	78	39%

Les surfaces actives (SA) correspondent à la surface imperméabilisée théorique raccordée au réseau. Les surfaces actives théoriques sont calculées par la formule suivante :

$$Sa = S \times Cr$$

Où S est la surface totale du sous bassin versant et Cr le coefficient d'imperméabilisation calculé en fonction du pourcentage de chaque type d'occupation du sol (voiries, toitures, espaces vert) et du coefficient de ruissellement associé dans la littérature.

Dans le cadre du Schéma Directeur, les surfaces actives de chaque sous-bassin ont été estimées à partir du calage d'un modèle numérique PCSWMM (Storm Water Management Model) et des mesures de terrain. Les coefficients de ruissellement ont ainsi été calés à partir de cinq événements pluvieux et validés sur la base de deux pluies remarquables homogènes et significatives et par une simulation continue sur quatre mois (Egis 2012a). D'après les estimations obtenues, les surfaces actives des 4 principaux DO varient entre 78 et 348 ha avec des coefficients d'imperméabilisation compris entre 23 et 58 % (Tableau 2-3). Le DO Mogne est le DO possédant la plus grande surface active (300 à 348 ha).

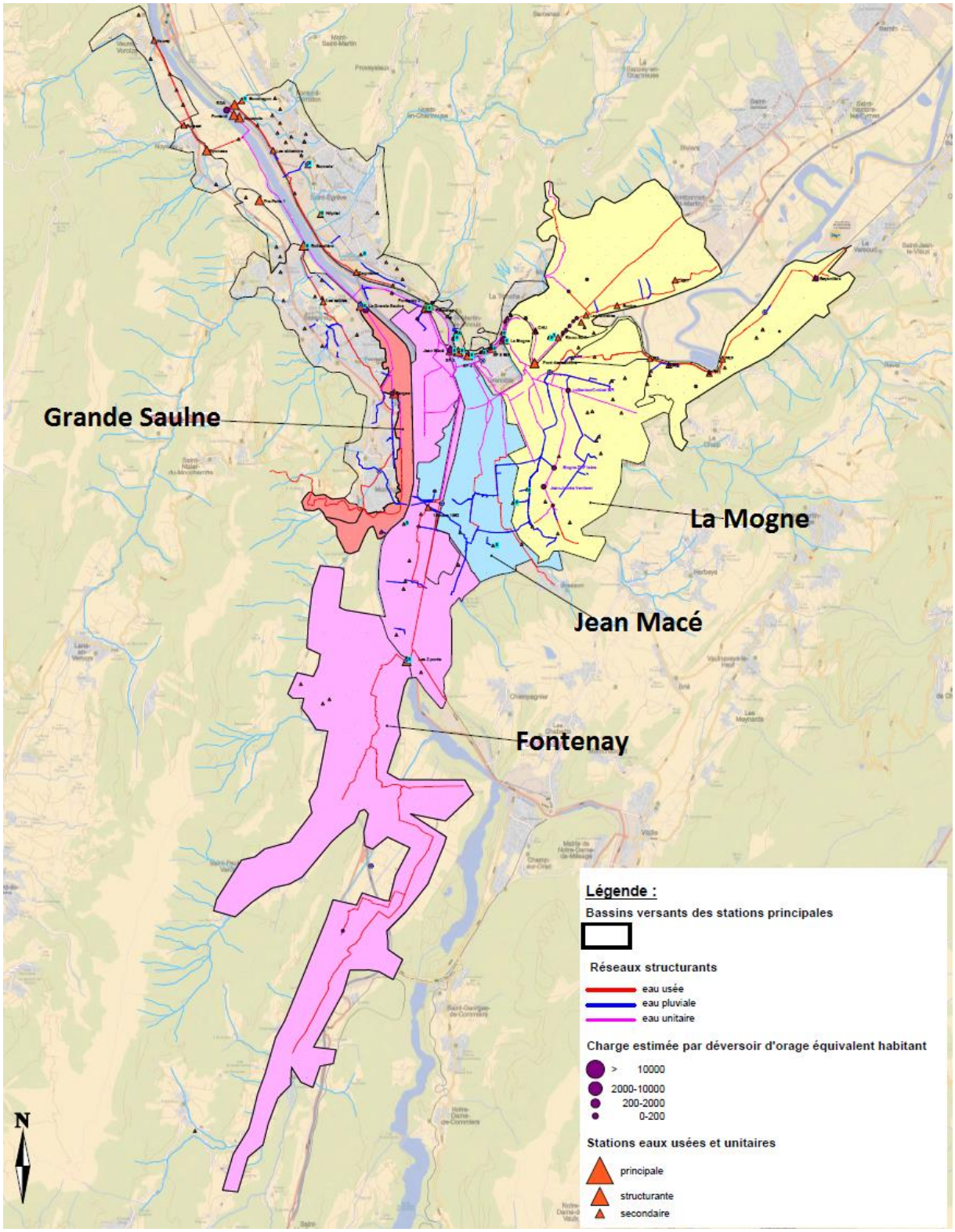


Figure 2-12 : Bassins versants des 4 principaux DO de l'agglomération grenobloise (Source: Métro)

2.1.2.2. Présentation de la station d'épuration Aquapôle

La station d'épuration Aquapole, située sur le territoire de la commune de Fontanil-Cornillon, a été mise en service en 1989 (Figure 2-13). Elle est dimensionnée pour traiter les eaux usées de 500 000 EH issues des 55 communes raccordées. L'ensemble de la STEP est actuellement géré par la Société Dauphinoise d'Assainissement et va être repris en régie prochainement. La STEP reçoit annuellement entre 73 et 85 M m^3 d'eaux usées selon les années en fonction de la pluviométrie et des apports d'eaux claires parasites permanents (ECPP).

Avant leur rejet dans l'Isère, les eaux passent par les étapes suivantes (Figure 2-14):

- Prétraitement : dégrillage, dessablage, dégraissage
- Traitement primaire par décantation lamellaire (14 décanteurs)
- Deux files en parallèle : traitement biologique par biofiltration (traitement du carbone par 14+8 biofiltres)

Les boues produites sont épaissies, stockées puis déshydratées, incinérées sur place ou éventuellement dirigées vers une valorisation en compostage.

Figure 2-13 : Station d'épuration d'Aquapole vue du ciel [*Métro*, 2011]

Par temps de pluie les débits supérieurs à la capacité nominale de la station peuvent être évacués vers l'Isère via 3 bypass (Figure 2-14) :

- A l'entrée de la station d'épuration (bypass ultime), considéré comme un DO : écrêtage des débits supérieurs à 6 $m^3.s^{-1}$
- A l'aval du prétraitement : écrêtage des décanteurs au-delà de 5 $m^3.s^{-1}$
- A l'aval du traitement primaire : dérivation des débits > 4 $m^3.s^{-1}$, capacité hydraulique nominale du traitement par voie biologique

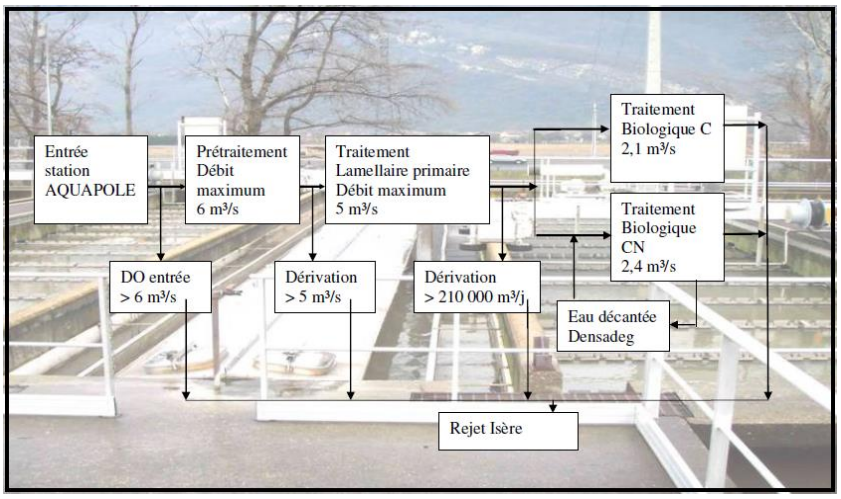


Figure 2-14 : Schéma de fonctionnement de la station d'épuration Aquapôle [*Société Dauphinoise d'Assainissement*, 2010]

La charge hydraulique de la station est fortement influencée par la pluviométrie et par la situation hydrogéologique des nappes phréatiques. En effet, d'importants apports d'eaux claires parasites (ECP) sont observés sur le réseau en raison de la non étanchéité des collecteurs, de mauvais raccordements ou de collecteurs munis de drain. Ces apports d'ECP ont été estimés entre 100 000 et 160 000 $m^3.j^{-1}$ selon le contexte hydrogéologique, ce qui représente plus de 50 % des débits entrant à la Step compris entre 160 000 et 240 000 $m^3.j^{-1}$. Les travaux engagés depuis le précédant Schéma Directeur ont déjà apporté des gains notables et des travaux supplémentaires sont prévus dans les années à venir pour diminuer la part de ces apports d'ECP.

Les valeurs de charges en MES, en pollution carbonée (DCO, DBO_5) et en azote Kjeldahl (NTK) à respecter pour les rejets de la station sont les suivantes (Figure 2-15) :

	Concentration maximale sur un échantillon moyen 24 Heures en mg/l
MEST	31
DB05	25
DCO	106
NTK*	14 moyenne journalière 10 moyenne annuelle

*Pour l'azote (NTK) les normes devront être respectées à compter du 30 juin 2014, date prévue pour la mise en eau de l'installation de nitrification.

Figure 2-15 : Concentrations maximales autorisées en sortie de station d'Aquapole par arrêté préfectoral [*Métro*, 2012]

Globalement, tous paramètres confondus (hors NTK), l'efficacité d'épuration de la station entre les eaux brutes en entrée et les eaux rejetées à l'Isère est de l'ordre de 78 % pour l'année 2012, ce qui est en hausse de 3 % par rapport à l'année 2011 et de 12 % par rapport à l'année 2010. Un nouvel étage de biofiltration prévoyant le traitement de l'azote est prévu dès mi 2014 afin d'améliorer l'épuration de l'azote. Les rejets de la station d'Aquapole sont conformes à l'arrêté préfectoral du 22 décembre 2011, pour les trois indicateurs DBO_5, MES et DCO, 279 jours sur 338 (hors 28 jours de traitement garanti), soit

82,5 % du temps. L'origine de ces non conformités peut être soit des dysfonctionnements exceptionnels de la station dus à des problèmes techniques rencontrés soit à l'occurrence de pluies importantes en 2012 avec des charges hydrauliques et de pollution dépassant les valeurs nominales de la station. Nous quantifierons dans le cadre de cette thèse la part de l'ensemble des rejets de le STEP par rapport aux flux du milieu récepteur.

2.2.Synthèse des données existantes

2.2.1. Données sur les cours d'eau superficiels

Les premières données de qualité de l'eau dont nous disposons datent de la mise en place des réseaux de suivi de l'état des milieux aquatiques par les Agences de l'Eau. Sur certains cours d'eaux, ces réseaux ont débuté dans les années 70. Les suivis sur les différents supports ont débuté progressivement, avec dans un premier temps un suivi sur le support eau uniquement, puis l'ajout de mesures sur les bryophytes en 1987, sur les MES en 1991 (jusqu'en 2009) et sur les sédiments en 1997. Depuis 2000, l'ensemble des réseaux a été réorganisé dans le cadre du programme de surveillance de la DCE qui organise le suivi de la quantité et de la qualité des cours d'eaux par Agences de bassin. L'organisation de ce réseau de suivi est détaillée dans l'annexe B.

L'état chimique de l'Isère et du Drac est jugé bon en tête des bassins (de Val d'Isère à Mongirod sur l'Isère, et de Champoleon à Chauffayer sur le Drac) puis en mauvais état à l'aval de Feissons sur l'Isère et à l'aval de Fontaine sur le Drac (Tableau 2-5). La localisation de ces stations est également indiquée en Annexe B.

Parmi les substances déclassantes pour l'état chimique du milieu, on retrouve principalement des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), un organoétain (le tributylétain-cation) et des métaux (le mercure notamment). La présence de métaux, dont l'affinité pour la phase particulaire est connue, en quantité supérieure aux NQE dans le compartiment eau laisse supposer la contamination du compartiment particulaire (MES et sédiments). Les NQE pour les éléments traces métalliques mercure, nickel et plomb (appartenant aux 33 substances prioritaires définies par la DCE) ont été fixés par la Directive 2008/105/CE et revus dans la Directive 2013/39/UE (Tableau 2-4). Des NQE provisoires ont été définies par la circulaire du 7 mai 2007 pour les autres ETM étudiés dans cette thèse : arsenic, chrome, cuivre et zinc (Tableau 2-4).

Tableau 2-4 : Normes de qualité environnementales définies par la réglementation européenne et française pour les éléments traces méttaliques étudiés

Unité (µg.L-1)	Directive 2008/105/CE NQE-MA	Directive 2008/105/CE NQE-CMA	Directive 2013/39/UE NQE-MA	Directive 2013/39/UE NQE-CMA	Circulaire 7 mai 2007 NQE provisoires
Mercure	0,05	0,07	-	0,07	
Nickel	20	-	4	34	
Plomb	7,2	-	1,2	14	
Arsenic					BFG+4,2
Chrome					BFG+3,4
Cuivre					BFG+1,4
Zinc					BFG+7,8

(MA: moyenne annuelle, CMA: Concentration maximale autorisée, BFG: Bruit de fond géochimique)

Dans le cas du mercure, les limites de détection des mesures réalisées sur phase dissoute (HgT_D) de 100 ng.L^{-1} jusqu'en 2009, puis de 20 ng.L^{-1} depuis 2012, sont trop élevées pour permettre de mesurer les concentrations en HgT_D dans les eaux de rivière (de l'ordre de 2 ng.L^{-1} dans les eaux non contaminées) et expliquent que le mercure ne soit quantifié que très rarement dans les bases de données AE. Sur le bassin Drac Isère, le HgT_D a été quantifié seulement deux fois et détecté une fois dans le Drac à Fontaine depuis 1991. Sur l'Isère, le HgT_D a été quantifié une seule fois à Pontcharra à une concentration de 380 ng.L^{-1}, supérieure à la concentration maximale autorisée (CMA) définie par les NQE (70 ng.L^{-1}), déclassant ainsi l'Isère cette année-là.

Tableau 2-5 : Etat chimique de l'Isère et substances déclassantes de sa source jusqu'à Grenoble

Source → Grenoble

	Stations Isère amont Grenoble						Isère aval Grenoble
Années	Val d'Isère	Seez	Mongirod	Feissons	Pontcharra	Campus	Tullins
2007		BE		MAUV	MAUV	BE	MAUV
2008	BE	BE	BE	MAUV	MAUV	MAUV	MAUV
2009	BE	BE	BE	MAUV	MAUV	BE	MAUV
2010	BE	BE	BE	MAUV	MAUV	MAUV	MAUV
2011	BE	BE	BE	MAUV	MAUV	MAUV	BE
2012	BE	BE	BE	MAUV	MAUV	MAUV	MAUV
Substances déclassantes				Benzo(g,h,i)perylène Indeno(1,2,3-cd)pyrène	Benzo(g,h,i)perylène Indeno(1,2,3-cd)pyrène Mercure et ses composes	Benzo(g,h,i)perylène Indeno(1,2,3-cd)pyrène Tributyletain-cation Benzofluoranthènes	Benzo(g,h,i)perylène Indeno(1,2,3-cd)pyrène Hexachlorocyclohexane

Tableau 2-6 : Etat chimique du Drac et substances déclassantes de sa source jusqu'à sa confluence avec l'Isère

Amont → Grenoble

	Stations Drac			
Années	Champoleon	Chauffayer	Vif	Fontaine
2007		BE		MAUV
2008	BE	BE	BE	MAUV
2009	BE	BE	BE	MAUV
2010	BE	BE	BE	MAUV
2011	BE	BE	BE	BE
2012	BE	BE	BE	BE
Substances déclassantes				Benzo(g,h,i)perylène Indeno(1,2,3-cd)pyrène Tributyletain-cation Hexachlorocyclohexane Trichlorobenzènes

Concernant le suivi en phase particulaire, l'AE mentionne la présence de chrome et de nickel d'origine anthropique dans les eaux de l'Isère à l'amont de Grenoble (jusqu'à 7 µg.L^{-1} de chrome et 28 µg.L^{-1} de nickel) et dans le Drac à l'exutoire de son bassin versant (jusqu'à 7 µg.L^{-1} de chrome et 3,8 µg.L^{-1} de nickel) [*AERMC*, 2004]. Une pollution par le mercure a également été identifiée dans le Drac (0,6 µg.g^{1} de mercure sur bryophytes) et dans l'Isère à Grenoble (0,96 µg.L^{-1}).

L'inventaire géochimique réalisé par le bureau de recherches géologiques et minières (BRGM) [*Sonney et al.*, 2005] sur le bassin Rhône Méditerranée indique que les eaux de l'Isère et de certains de ses affluents qui drainent les massifs cristallins de Belledonne, des Grandes Rousses et de l'Oisans s'enrichissent en éléments traces. Des concentrations de plusieurs dizaines de $\mu g.L^{-1}$ d'arsenic et d'antimoine sont mesurables sur les sources [*EDYTEM*, 2004].

Ces mêmes rapports indiquent la présence de zones à risque de fond géochimique élevé en mercure dans les roches basiques et ultrabasiques du massif de Belledone (contenant des filons de mercure) dont une partie est drainée par l'Isère [*Sonney et al.*, 2005]. Le reste du bassin ne présente pas de risques et le rapport conclu donc que les concentrations élevées en mercure observées sur le reste du bassin ont probablement une origine anthropique.

Le suivi particulier des contaminants sur MES a été mis en place sur 17 stations réparties sur le bassin Rhône-Méditerranée qui ont fait l'objet de prélèvements d'eaux et de MES à l'aide d'une centrifugeuse mobile 4 fois par an entre 1991 à 2009. Ces données sont disponibles sur internet[4], et sont validées pour la période 2000-2009. Ce réseau est né du constat de la contamination des sédiments analysés avant 1991. Les MES étant des sédiments remobilisés dans la colonne d'eau, l'Agence de l'Eau a voulu évaluer le risque potentiel que pouvait représenter leur transit vers l'aval du bassin et notamment vers la Méditerranée [*Roux*, 2011]. Les stations Isère Campus et Drac à Fontaine ont fait partie de ce réseau dont nous étudierons les résultats qualitatifs pour les ETM dans le Chapitre 5.

Ce réseau s'est mis en place sans contexte réglementaire et avec objectif principal d'obtenir une vision globale de ce que pouvaient transporter les MES. La faisabilité potentielle du calcul de flux à partir de ces données a été évaluée a posteriori dans le cadre d'un stage co-encadré par l'Agence et IRSTEA en 2011 et a montré la difficulté de réaliser des calculs de flux à partir de ces données non récoltées dans ce sens. En effet, seules 5 des 17 stations sont situées à proximité de turbidimètres, posant une première limite au calcul de flux. La faible fréquence d'échantillonnage et le non échantillonnage particulier des épisodes de fort transport sédimentaire constituent la seconde limite [*Roux*, 2011]. En effet, même si en moyenne un des quatre prélèvements est effectué en période de hautes eaux, cela est insuffisant pour représenter correctement les régimes de crues (Figure 2-16).

Comme évoqué dans le cadre d'une thèse sur les flux de contaminants particulaires sur le Rhône, ces suivis permettent toutefois d'observer si une évolution des concentrations est visible sur cette période [*Launay*, 2014] et de comparer les niveaux de contamination moyens entre l'Isère et le Drac. Enfin, ce réseau de suivi est utile afin d'estimer les concentrations naturelles en ETM au niveau des stations les plus à l'amont des bassins, peu impactées par les activités anthropiques.

[4] http://sierm.eaurmc.fr/eaux-superficielles/index.php

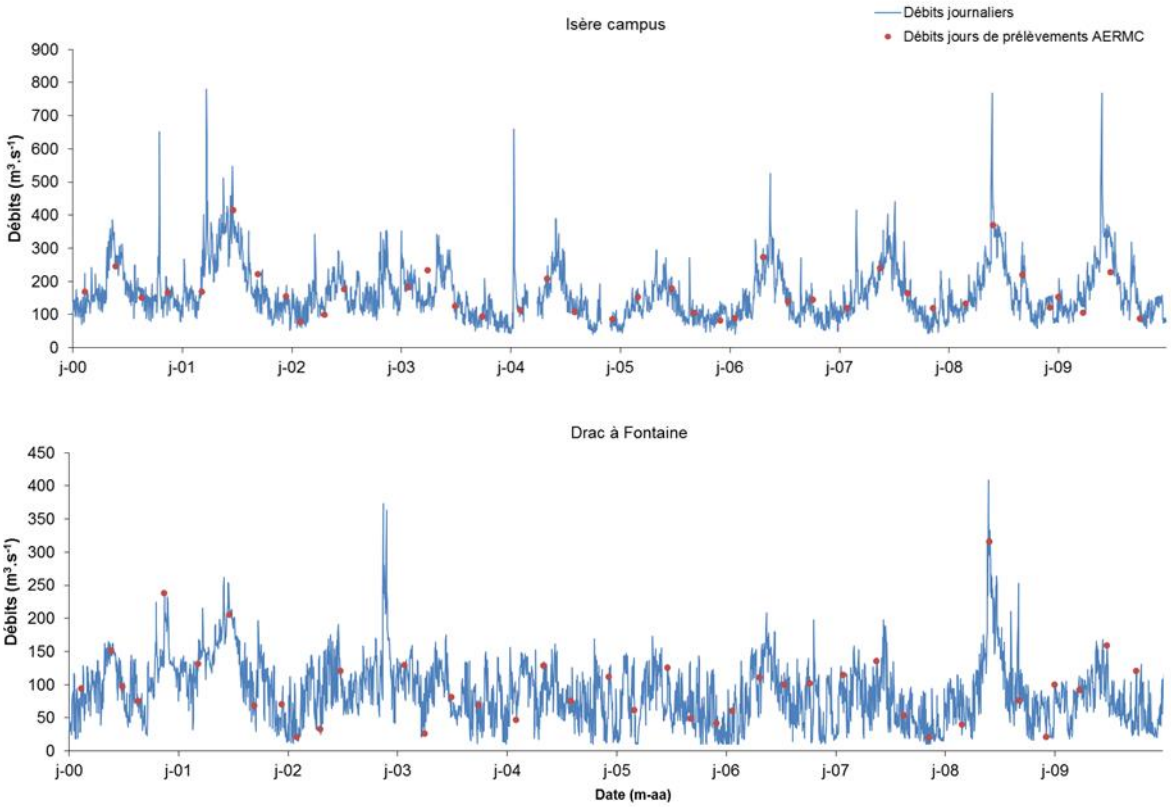


Figure 2-16 : Débits moyens journaliers (données EDF) les jours de prélèvement du suivi « Eau et MES » de l'AE (2000 et 2009) aux stations Isère campus et Drac à Fontaine

Dans le cas du nickel, par exemple, les niveaux de contamination sont relativement proches entre l'Isère et le Drac, et l'on distingue des similitudes dans les évolutions (Figure 2-17). L'évolution des concentrations pour les ETM As, Cr, Cu, Hg, Pb et Zn est présentée en annexe C.

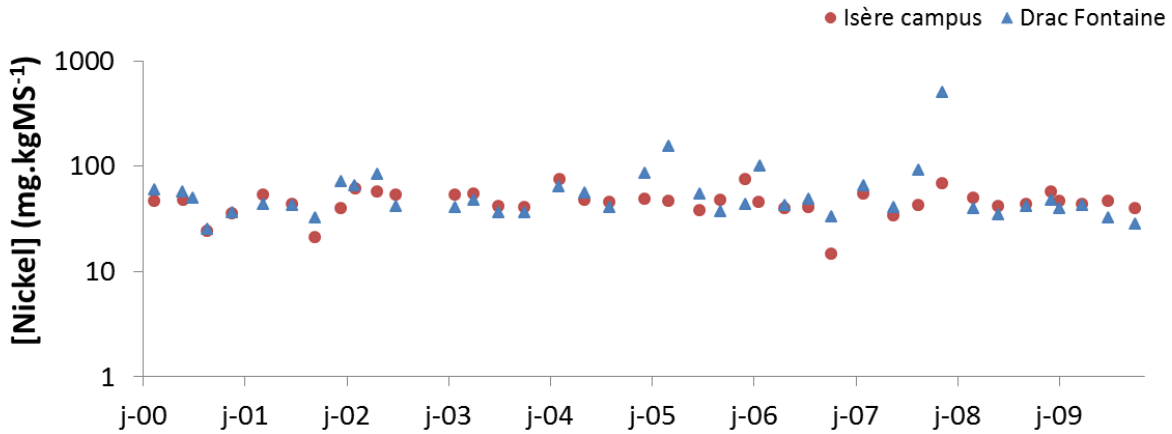


Figure 2-17 : Concentrations en Nickel dans les MES de l'Isère à la station campus et du Drac à Fontaine mesurées dans le cadre du suivi « Eau et MES » de l'AE (2000-2009)

2.2.2. Données sur les réseaux d'assainissement

2.2.2.1. Rejets de temps sec à la Step

Les seules données concernant les substances dangereuses contenues dans les effluents d'Aquapole avant 2011 sont issues de la 1ere phase RSDE. A l'échelle nationale, parmi les 17 substances quantifiées dans plus de 10 % des Step urbaines, figurent six métaux (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn), le monobutylétain, le diuron, le tributylphosphate, le DEHP, le naphtalène, le fluoranthène, la para-ter-octylphénol, le 4-ter-butylphénol, le chloroforme, le tétrachloroéthylène et l'atrazine (Figure 2-18).

A l'échelle de la région Rhône Alpe, 47 des 106 substances recherchées dans les rejets de stations d'épuration urbaines ont été quantifiées au moins 1 fois dont 7 substances (ou familles) dangereuses prioritaires et 12 substances (ou familles) prioritaires (SP). A la station Aquapole, les résultats de cette campagne de mesure ont indiqué la présence de neuf substances en entrée et/ou en sortie de la station (Tableau 2-7).

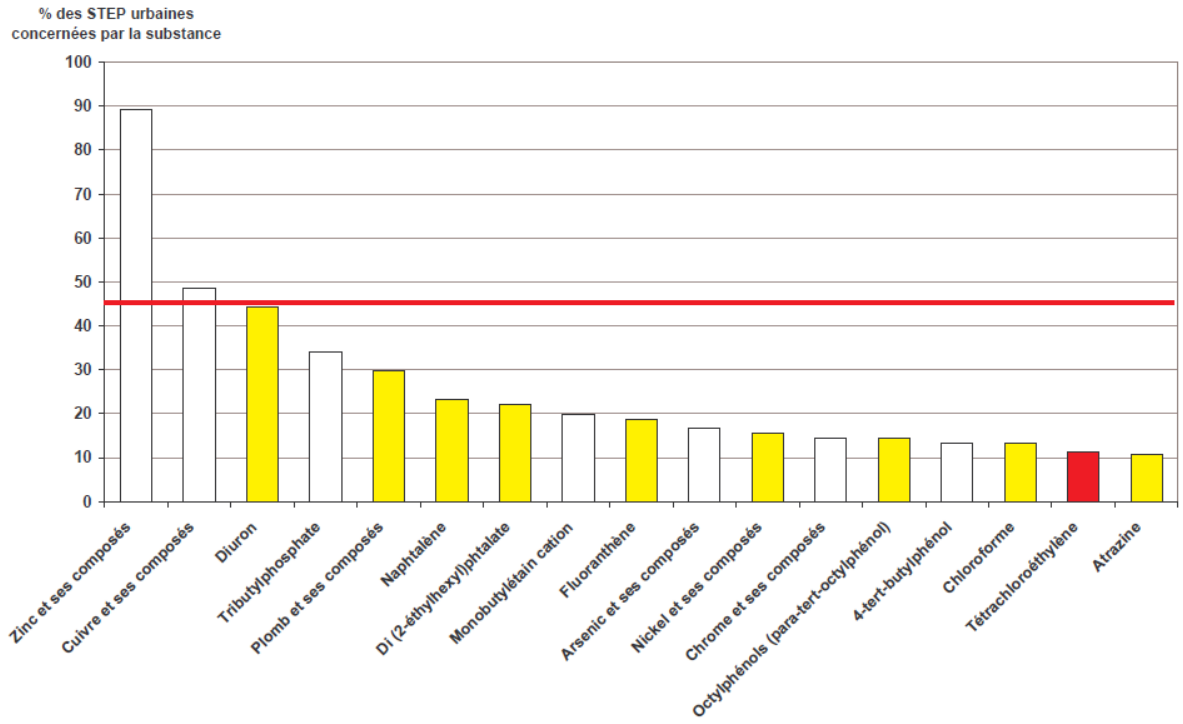


Figure 2-18 : Substances quantifiées dans plus de10 % des Step urbaines [*Greaud-Hoveman et al.*, 2008]

Tableau 2-7 : Liste des substances dangereuses quantifiées en entrée et sortie d'Aquapole lors de la campagne RSDE 1 en 2003 (Données Métro)

			Concentration (µg.l^{-1})	
	Famille	**Substance**	**Entrée**	**Sortie**
SP	**HAP**	Fluoranthène	0,02	
	BTEX	Benzène	1,29	0,7
	Chlorobenzènes	1,2,3 trichlorobenzène	0,04	0,03
		Pentachlorobenzène		
		Endosulfan	0,011	
liste I	**COHV**	Tetrachloroéthylène	1,7	0,95
		Trichloroéthylène	0,7	
liste II	**Métaux**	Zinc et ses composés	60	90
		Fluorène		0,08

Depuis 2011, la campagne de mesures RSDE 2 a fourni des résultats supplémentaires, et 18 substances, sur 31 quantifiées, ont été jugées significatives en sortie d'Aquapole sur la base des flux annuels calculés et des conditions d'acceptabilité du milieu récepteur (Tableau 2-8).

Tableau 2-8 : Substances quantifiées au moins une fois dans les rejets de la Step Aquapole lors des campagnes RSDE 2 (surveillance initiale) (Données Métro)

Substances quantifiées jugées			
Significatives		Non significatives	
Famille	Substance	Famille	Substance
HAP	Indéno 1,2,3-c,d pyrène	Pesticides	2.4 MCPA
HAP	Benzo (ghi) péylène	Alkylphenols	4-tert-octylphenol Monoethoxylate (OP1OE)
Pesticide	Lindane	Alkylphenols	4-tert-octylphenol Diethoxylate (OP2OE)
Composé halogéné	AOX	HAP	Benzo(b)fluoranthène
Composé perfluoré	Sulfonate de perfluorooctane (PFOS)	HAP	Benzo(k)fluoranthene
HAP	C16-C35	HAP	Naphtalène
Alkylphenols	Nonylphenols	BTEX	Ethylbenzene
Alkylphenols	Nonylphenolmonoethoxylate (NP1OE)	COHV	Tétrachloroéthylène
Alkylphenols	Nonylphenoldiethoxylate (NP2OE)	Métaux	Antimoine
Métaux	Aluminium	Métaux	Arsenic
Métaux	Etain	Métaux	Chrome
Métaux	Manganèse	Métaux	Cuivre
Métaux	Zinc		Phtalate de diéthylhexyle (DEHP)
Métaux	Fer		
Métaux	Cobalt		
	Fluorure		
	Chlorure		
	Sulfate		

2.2.2.1. Rejets urbains de temps de pluie (RUTP)

Nous ne disposions pas de données sur la contamination des RUTP avant l'étude du schéma directeur et de la thèse.

2.2.3. Données sur les rejets industriels

2.2.3.1. Rejets substances dangereuses

Les éléments développés dans ce paragraphe sont issus de la campagne RSDE 1 en Rhône-Alpes [*AERMC and MEEDA*, 2007]. Cette photographie ponctuelle (1 prélèvement d'une durée de 24h par rejet) a montré que 98 des 106 substances recherchées ont été quantifiées au moins 1 fois dont 14 substances (ou familles) dangereuses prioritaires et 19 substances (ou familles) prioritaires. Les trois substances quantifiées dans plus de 50 % des rejets sont trois métaux : le zinc (77 % rejets), le cuivre (64 %) et le nickel (53 %).

Sur le bassin versant de l'Isère à sa confluence avec le Rhône, il ressort de cette étude que les industries les plus émettrices en substances dangereuses appartiennent aux domaines de la chimie et parachimie, métallurgie, papeterie, traitement et stockage des déchets et sont principalement situées dans le « Y » grenoblois : vallée du Grésivaudan, bas Drac et Isère aval et bas Grésivaudan. De plus, les substances les plus rejetées par les établissements étudiés sont principalement des métaux et des micropolluants organiques de type HAP. La carte spécifique des rejets industriels de métaux mesurés témoigne de la présence forte de rejets sur le « Y » grenoblois et plus particulièrement sur le Bas Drac à l'amont proche de Grenoble (Figure 2-19). La plupart des rejets sont des rejets directs dans le milieu naturel et les éléments les plus rejetés à proximité de l'agglomération grenobloise sont le zinc, le cuivre, le nickel et le chrome.

Les campagnes de surveillance sur les cours d'eau dans le cadre du programme RSDE ont montré la présence de 20 substances et une trentaine de cours d'eau ont été jugés en mauvais état. L'évaluation de l'impact potentiel des rejets sur le milieu aquatique basé sur la confrontation du flux total rejeté par un établissement au flux de cette substance admissible par le milieu naturel a été effectuée. Il est admis dans ce rapport que « si le flux total/flux admissible > 1 : on considère qu'il y a un risque d'effet délétère pour le milieu » [*AERMC and MEEDA*, 2007]. Les résultats indiquent que parmi les 46 tronçons de cours d'eau potentiellement impactés par le rejet d'au moins une substance organique figurent le Drac et la Romanche, son affluent. La carte des tronçons de cours d'eau potentiellement impactés par les métaux met en évidence le nombre élevé de métaux responsables d'impacts potentiels dans le canal de la Romanche, se rejetant dans le Drac à l'amont de Grenoble (Figure 2-20).

Le croisement des données de suivi du milieu par l'AE et des résultats de la campagne RSDE1 met en évidence des liens possibles entre les rejets de certains établissements et le déclassement des masses d'eaux. Le zoom de la carte établie sur le bassin à l'échelle de l'agglomération grenobloise indique la présence de rejets sur l'Isère à l'amont de Grenoble et à l'aval (Figure 2-21). La carte identifie la Step de Grenoble d'où la motivation de la Métro à mener des recherches sur l'influence des rejets urbains sur le milieu récepteur.

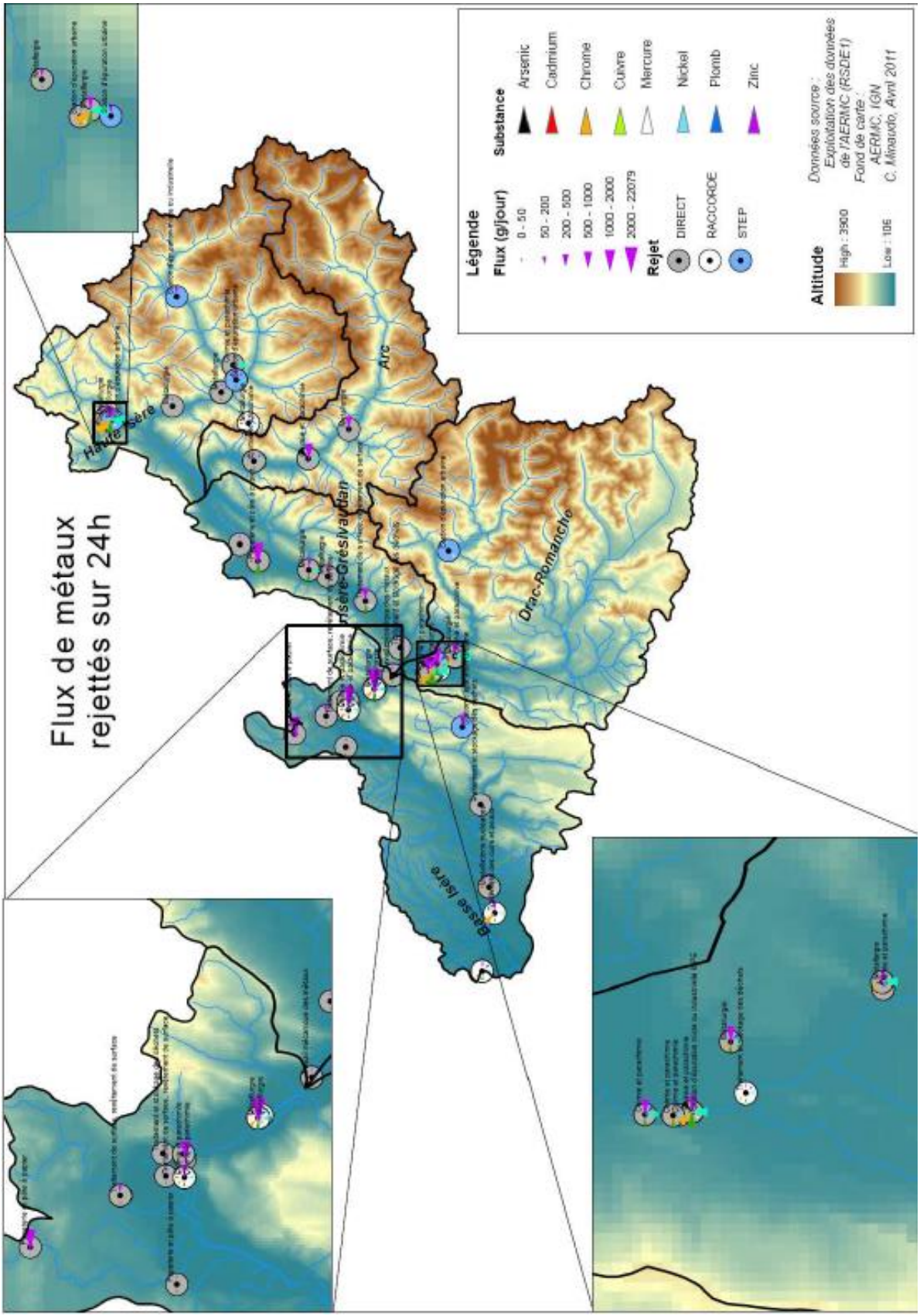


Figure 2-19 : Carte des rejets industriels de métaux (campagne RSDE 1) sur l'ensemble du bassin versant de l'Isère à sa confluence au Rhône (Source : [*Minaudo*, 2011])

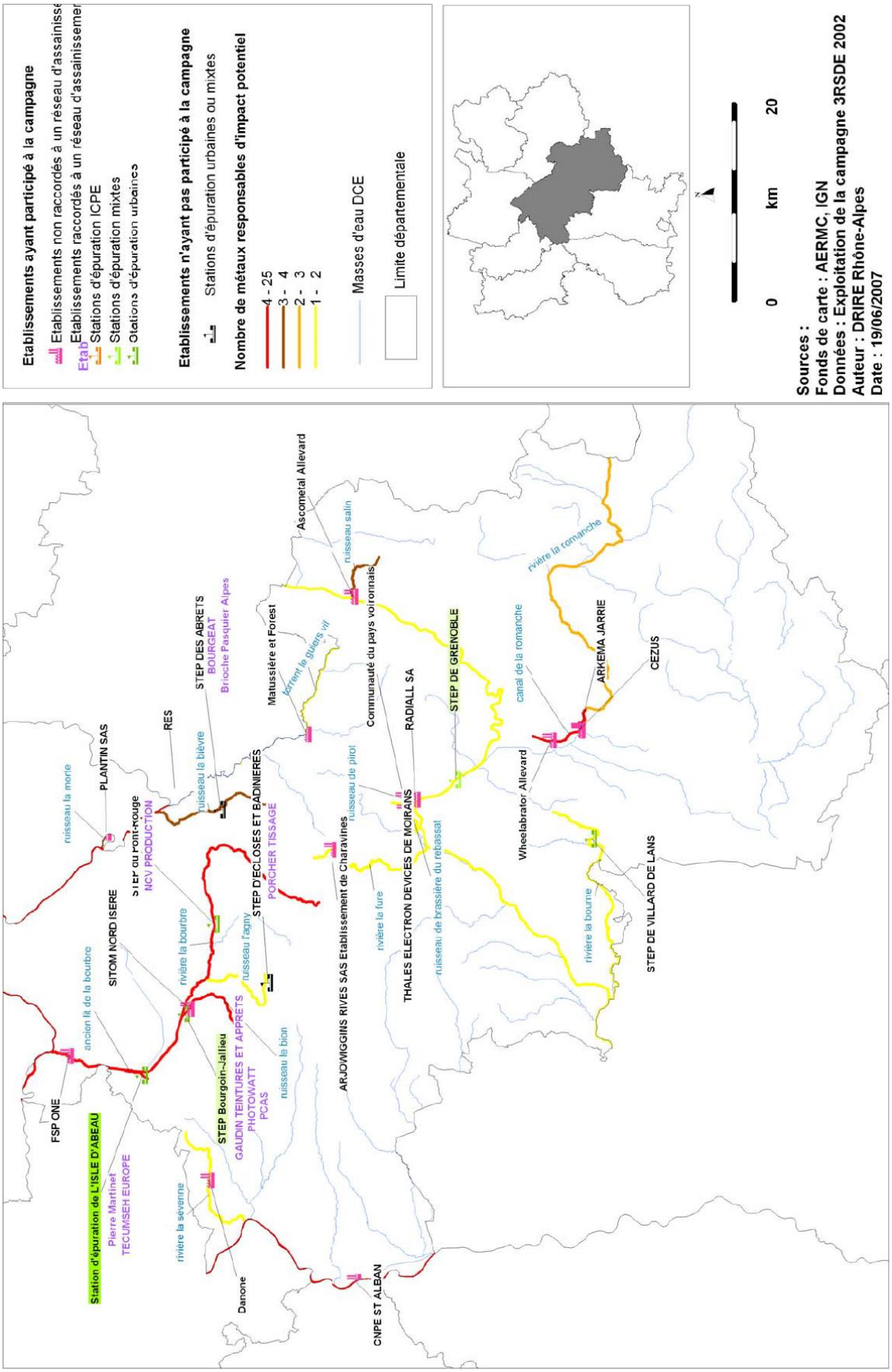


Figure 2-20 : Carte des impacts potentiels identifiés suite aux rejets de métaux sur les différents cours d'eau du département de l'Isère [*AERMC and MEEDA*, 2007]

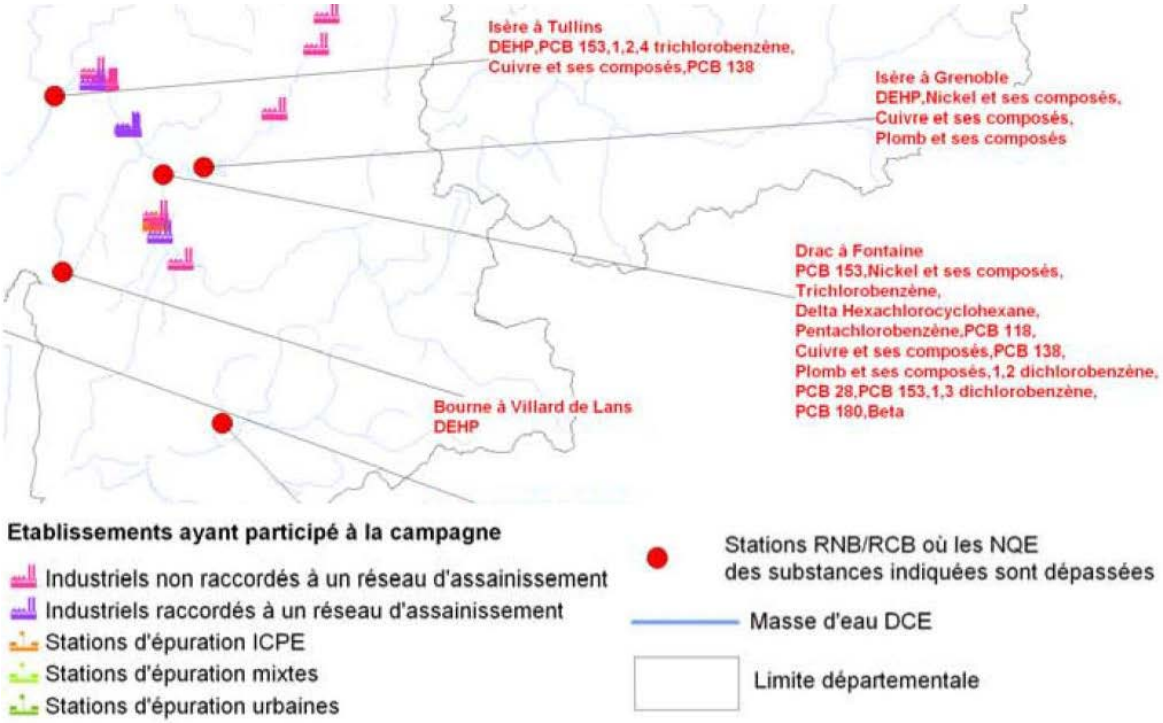


Figure 2-21 : Zoom de la représentation cartographique des stations RNB/RCB où les NQE sont dépassées et des établissements rejetant les substances concernées en amont de ces stations [*AERMC and MEEDA*, 2007]

2.2.3.2. Zoom sur les rejets de mercure

Parmi les 256 usines de production de Chlore alkali recensées dans le monde [*Mahan and Savitz*, 2007], 101 utilisent encore des cellules de chlore mercuriel, et 155 usines ont fermé ou sont passées à des procédés sans mercure (Figure 2-22). La plupart de ces installations se situe en Europe où 32 % de la production de Chlore alkali est toujours faite à partir de cellules de mercure [*Chlor*, 2011], suivie par l'Inde, le Japon, le Canada et les États-Unis. Une étude visant à estimer la contribution des sites contaminés (mines de Hg, industries de Chlore-Alcali, traitement de métaux précieux, mines d'or artisanales ou à petites échelles, production de métaux non-ferreux et divers sites industriels) aux émissions globales de mercure, a recensé l'ensemble des sites mondiaux connus (Figure 2-22). L'émission mondiale de Hg due aux sites contaminés a ainsi été estimée à 198 (137-260) $t.an^{-1}$ dont 82 (70-95) $t.an^{-1}$ contribueraient aux émissions atmosphériques et 116 (67-165) $t.an^{-1}$ seraient transportées par des processus hydrologiques [*Kocman et al.*, 2013]. La présence d'une de ces usines sur le bassin du Drac et l'impact potentiel sur le milieu aquatique peu étudié dans la région [*Guédron et al.*, 2013] justifie l'intérêt particulier qui sera porté au mercure dans cette étude, bien que les rejets de l'usine ne soient pas reliés au réseau d'assainissement de la Métro.

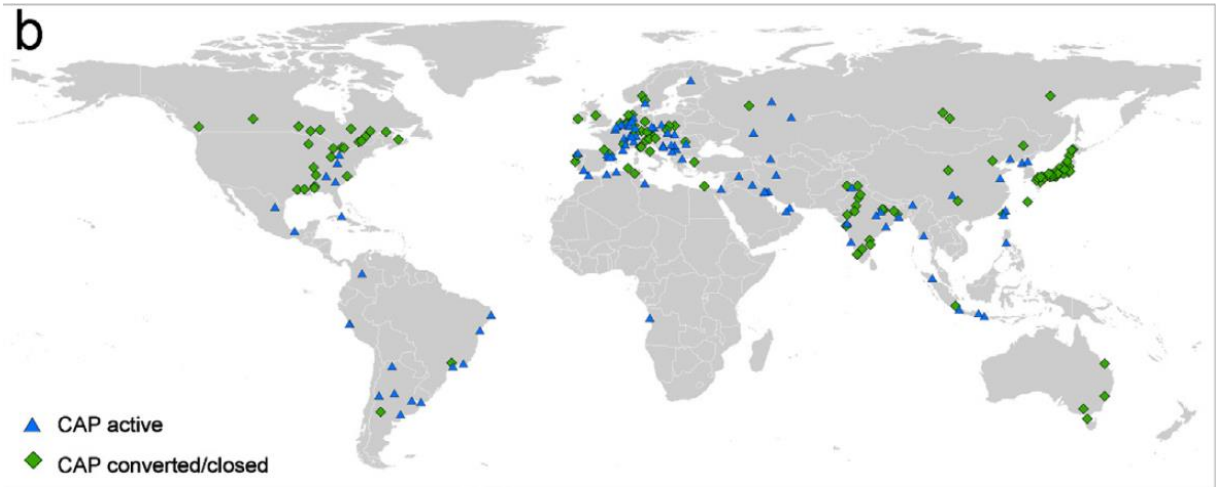


Figure 2-22 : Distribution mondiale des usines de chlore alcali (CAPs : Chlor-Alkali Plants) en activité, reconverties à des technologies sans mercure ou fermées [*Kocman et al.*, 2013]

Les concentrations en Hg dans les sols situés autour de l'usine de Chlore-Alkali de Champs-sur-Drac (rayon de 4 km) ont été mesurées afin d'estimer l'impact de la contamination atmosphérique dans le voisinage de l'usine [*Grangeon et al.*, 2012; *Guédron et al.*, 2013] (Figure 2-23, Figure 2-24). La carte des concentrations en Hg dans les sols superficiels (0-10 cm de profondeur) et les lichens met en évidence la forte pollution de l'aire située dans un rayon de 2 km autour de l'usine (Figure 2-23). Au-delà de ces 2 km, les concentrations diminuent brusquement vers une valeur de fond local moyen de 0,13+/-0,07 $\mu g.g^{-1}$, environ trois fois supérieure au fond géochimique local non perturbé et reflète la contamination diffuse par les émissions anthropogéniques. Les profils de concentration en Hg dans le sol sont cohérents avec une origine atmosphérique, avec des concentrations supérieures dans la partie superficielle des profils (Figure 2-24).

Une campagne de mesures des concentrations en mercure dans les eaux de la Romanche et dans la nappe de Champs sur Drac a été menée en 2005 dans le cadre d'une étude préliminaire pour l'observatoire P.I.M.P.U, mis en place dans le sud de la région grenobloise, où les émissions de mercure sont significatives au niveau européen [*Thomas*, 2005]. Les mesures faites dans la nappe de Champs sur Drac n'ont pas indiqué de contamination en mercure. En revanche, les mesures en rivière ont indiqué une contamination des MES, des eaux et des sédiments sur certains sites proches des zones industrielles ainsi qu'un dépassement des seuils de toxicité pour les MES.

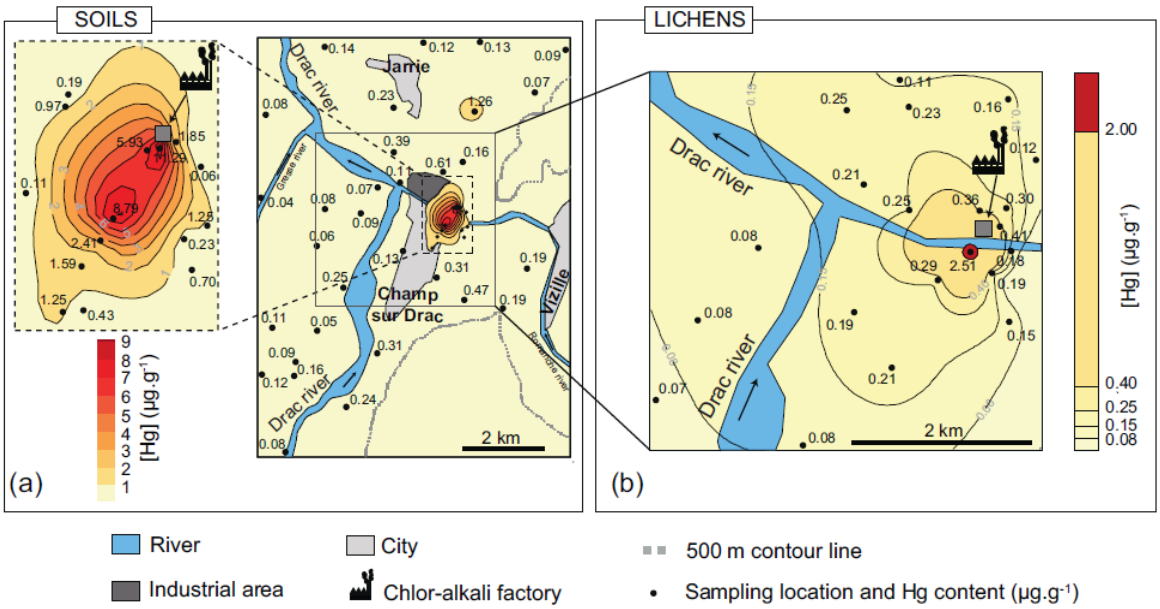


Figure 2-23 : Concentrations en Hg dans les sols et les lichens autours de l'usine de Chlore-Alcali [*Grangeon et al.*, 2012]

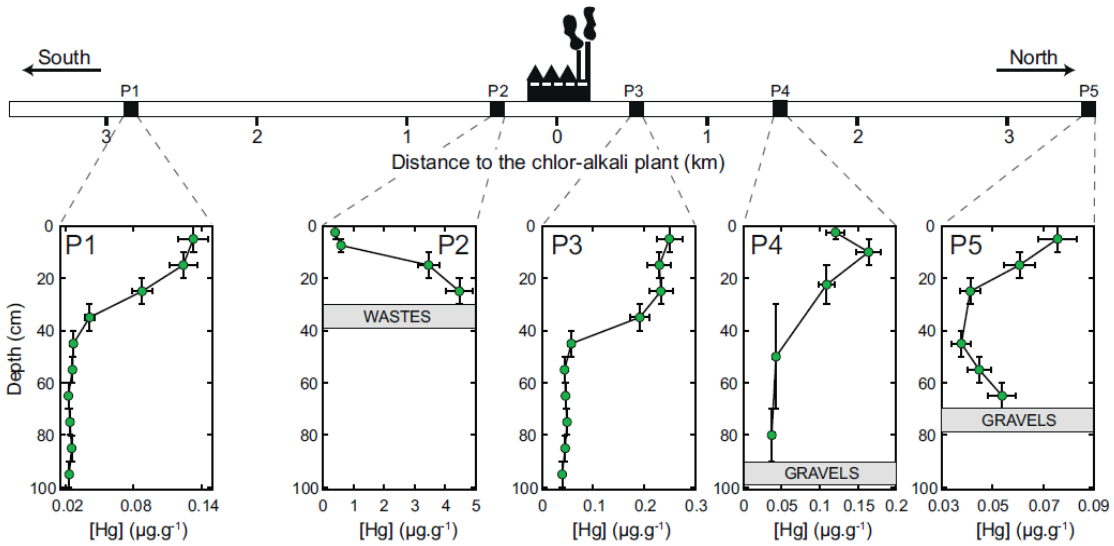


Fig. 4. Mercury concentration profiles as a function of distance to the chlor-alkali factory (represented with a black sketch). Profiles are not at scale on this axis (actual diameter is ~10 cm). Profiles 2, 4 and 5 could not be drilled to 100 cm depth, because of the presence of wastes (mainly plastic bags—profile 2) or of gravels, probably deposited in the past by surrounding rivers (profiles 4 and 5). These 'structures' are represented in a gray box which is not at scale (actual extend to the bottom is unknown). South and North directions, relative to the factory, are given for information only and actually vary, depending on the profile, between south west and north east, respectively.

Figure 2-24 : Profils de concentrations en mercure en fonction de la distance à l'usine de Chlore-Alcali [*Grangeon et al.*, 2012]

La synthèse des données existantes sur l'état de contamination des eaux de l'Isère et Drac (mesure des métaux sur eau dissoute et des contaminants organiques sur eau totale) a mis en évidence la présence de plusieurs familles de contaminants, dont principalement des HAP, un organoétain et un métal, déclassant ainsi l'état de l'Isère et du Drac. La synthèse des mesures dans les autres compartiments suivis indique la présence d'éléments traces métalliques en quantité supérieure au fond géochimique dans l'Isère et dans le Drac à l'amont de Grenoble (mercure, chrome et nickel) dans les MES ou les bryophytes. Les campagnes de surveillance sur les cours d'eaux dans le cadre du programme RSDE ont mis en évidence le nombre élevé de métaux responsables d'impacts potentiels dans le canal de la Romanche, affluent du Drac.

Les résultats de l'étude RSDE 1 (recherche sur eau brute pour l'ensemble des substances) dans les rejets des ICCP ont fait apparaître la présence de 6 métaux (As, Cr, Ni, Pb, Zn) parmi les 17 substances quantifiées dans plus de 10 % des Step urbaines à l'échelle nationale. Concernant la Step de Grenoble (Aquapole) la campagne de mesure RSDE1 a indiqué la présence de 9 substances dont un métal, le zinc et les campagnes de mesures RSDE 2 ont mis en évidence la présence de 17 substances jugées significatives sur la base des flux annuels calculés et des conditions d'acceptabilité du milieu récepteur.

La synthèse des mesures réalisées sur les rejets d'ICPP sur le bassin de l'Isère indique la présence forte de rejets industriels de métaux sur le « y » grenoblois. La plupart de ces rejets sont des rejets directs dans le milieu naturel et les éléments les plus rejetés à proximité de l'agglomération grenobloise sont le zinc, le cuivre, le nickel et le chrome.

Le croisement des données issues de la campagne RSDE 1 et des suivis du milieu naturel de l'AE ont mis en évidence des liens possibles entre les rejets industriels (raccordés et non raccordés au réseau d'assainissement) à l'amont et à l'aval de l'agglomération grenobloise et le déclasement des masses d'eau.

Chapitre 2 : Présentation de la stratégie d'échantillonnage et des méthodes analytiques

Ce Chapitre vise à décrire l'ensemble des mesures et protocoles d'échantillonnages mis en place dans le milieu récepteur et dans le système d'assainissement. Les méthodes d'analyses utilisées pour mesurer les différents paramètres suivis seront décrites dans une seconde partie. Enfin, les formules utilisées pour les calculs de flux dans le milieu naturel et dans les rejets du système d'assainissement ainsi que les incertitudes associées à ces flux feront l'objet d'une dernière partie.

Table des matières

3. Mesures et échantillonnage 85

3.1. Présentation du réseau d'observation du milieu naturel 85

3.1.1. Sites de prélèvements 85

3.1.2. Mesures en continu 87

3.1.3. Stratégies d'échantillonnages 92

3.2. Présentation du réseau de suivi pluviométrique 95

3.2.1. Répartitions des stations de mesures 95

3.2.2. Historique des données 96

3.2.3. Répartition spatiale des précipitations et choix des stations de référence 97

3.3. Présentation des mesures sur le système d'assainissement 98

3.3.1. Mesures de débit et de turbidité 98

3.3.2. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre du SDA 101

3.3.3. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre de la thèse 102

3.4. Méthodes de prélèvement et de conditionnement 103

3.4.1. Préparation du matériel 103

3.4.2. Prélèvement d'eau 104

3.4.3. Traitement et conditionnement des échantillons 104

4. Méthodes analytiques 106

4.1. Détermination des concentrations en MES 106

4.2. Détermination des concentrations en carbone 107

4.2.1. Analyse du carbone organique dissous 107

4.2.2. Analyse du carbone organique particulaire 108

4.2.3. Analyse de la DCO et de la DBO_5 108

4.3. Détermination des concentrations en nutriments 108

4.3.1. Analyse du phosphore (Ptot) 109

4.3.2. Analyse des orthophosphates (PO_4^-) 109

4.3.3. Analyse de l'azote Kjeldahl (NTK) 109

4.3.4. Analyse des nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2) et des orthophosphates (PO_4^-) 109

4.3.5. Analyse de l'ammonium (NH_4^+) 110

4.4. Détermination des concentrations en ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) 110

4.4.1. Mise en solution des ETM particulaires 110

4.4.2. Analyse des ETM particulaires et dissous 111

4.5. Détermination des concentrations en Hg 111

4.5.1. Analyse du mercure total dissous 112

4.5.2. Analyse du Monométhylmercure dissous 113

4.5.3. Analyse du mercure total particulaire 114

5. Calculs de flux et incertitudes associées 116

5.1. Méthodes de calcul de flux dans le milieu naturel 116

5.1.1. Calcul de flux de MES 116

5.1.2. Calcul de flux de contaminants 117

5.2. Calcul des flux dans le réseau urbain 119

5.2.1. A l'échelle de l'événement 119

5.2.2. A l'échelle annuelle 120

5.3. Incertitudes 120

5.3.1. Incertitudes liées à la mesure du débit 121
5.3.2. Incertitudes de mesures liées à l'utilisation du turbidimètre 122
5.3.3. Incertitude globale sur le calcul de flux de MES 124
5.3.4. Incertitudes sur la mesure de concentration en contaminant 125
5.3.5. Incertitude spécifique liée à l'échantillonnage en réseau 125

3. Mesures et échantillonnage

3.1.Présentation du réseau d'observation du milieu naturel

3.1.1. Sites de prélèvements

Afin de comprendre la variabilité spatiale de la qualité des eaux et des MES, le milieu récepteur a été suivi en 4 points répartis sur l'Isère et le Drac en amont et en aval de l'agglomération (Figure 3-1). Les points amont sur l'Isère et le Drac ont été choisis pour servir de référence en termes de flux existants dans les rivières Isère et Drac à l'amont de l'agglomération. Les points avals ont été choisis afin d'estimer l'impact des RUTP par les principaux DO et la station d'épuration.

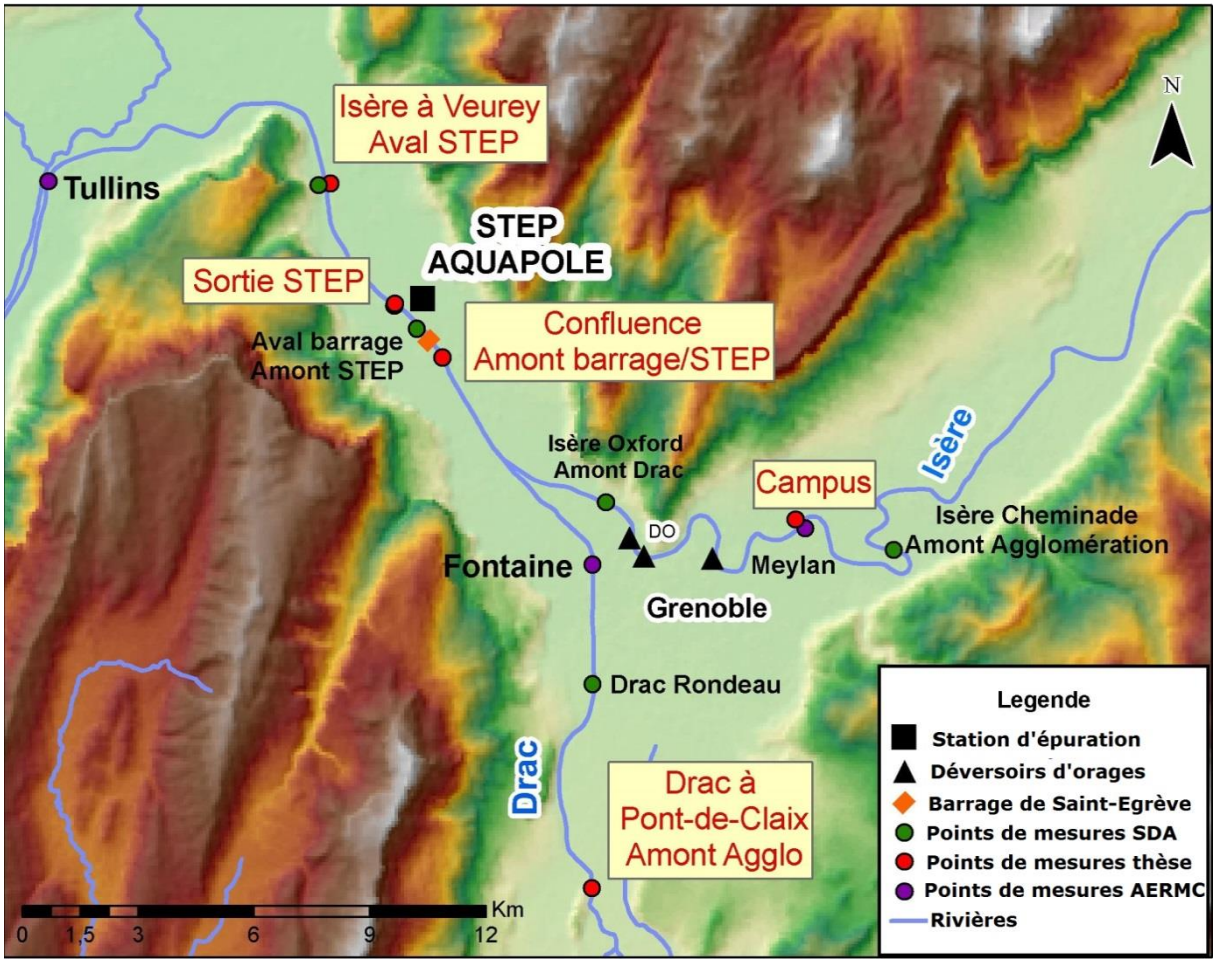


Figure 3-1 : Répartition des points de mesures mis en place dans le cadre de la thèse et du schéma directeur d'assainissement (SDA) ainsi que les points du réseau de contrôle de surveillance de l'AE

- Le point de suivi de l'Isère en amont de l'agglomération a été choisi au niveau de la station Isère Campus (Figure 1) gérée conjointement par Ense^3/LTHE et EDF, afin de réaliser un suivi renforcé (haute fréquence). Cette station fait partie du site atelier Arc-Isère, zone d'étude de la Zone Atelier Bassin Rhône (ZABR) pilotée conjointement par le LTHE et IRSTEA. Le site a pour objectif l'étude de la dynamique sédimentaire et des flux associés (nutriments, contaminants) dans un contexte de rivière fortement influencée par les aménagements hydroélectriques. Plusieurs acteurs opérationnels y font également des mesures (EDF et

CNR). La station Isère Campus au niveau de Grenoble est un point de référence amont pour les rejets de l'agglomération de Grenoble. Des rejets existent au niveau de trois déversoirs d'orage à l'amont du campus, mais concernent des bassins versants de petite taille (<2000 EH) et sont donc considérés comme peu impactants en terme de volumes. Etant donnée l'importante instrumentation de ce site, il a donc été décidé de positionner le point Isère amont au niveau de la station campus.

- Le point de suivi sur le Drac a été choisi en amont de l'agglomération, à Pont de Claix afin de ne pas être impacté par les rejets des premiers DO de l'agglomération. Ce point se situe à l'aval de la confluence du Drac avec la Romanche, rivière qui traverse la zone industrielle de Jarrie (Figure 3-2). Or, la zone de mélange entre la Romanche et le Drac est assez complexe du fait de la présence à cet endroit de plusieurs canaux. En effet, il semble qu'une partie importante de la Romanche n'ait pas le temps de se mélanger au Drac et soit immédiatement redirigée vers le canal, qui se rejette ensuite dans le Drac plus à l'aval au Rondeau (Figure 3-2). De ce fait, le Drac à Pont de Claix n'est pas impacté par les eaux de la Romanche de façon continue, selon le fonctionnement ou non du canal EDF. Ceci aura notamment une importance dans l'interprétation des concentrations en mercure, dont une source importante d'émission se situe juste au niveau de la confluence Romanche Drac, dans la zone industrielle de Jarrie.

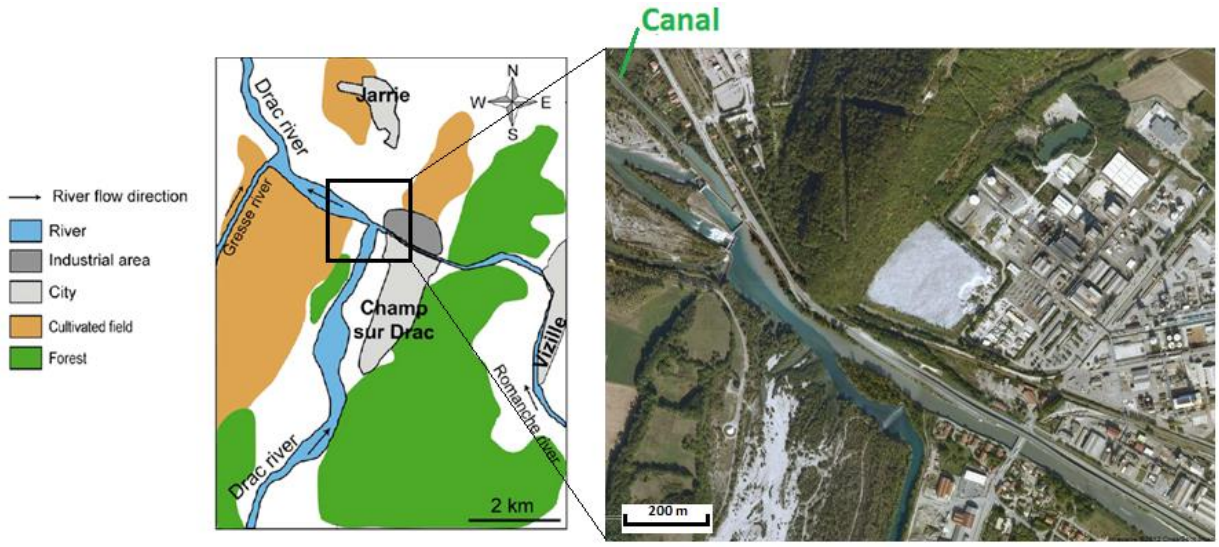


Figure 3-2 : Carte de la zone de confluence Romanche Drac à Jarrie [*Guédron et al.*, 2013] et photo vue du ciel (google earth)

- Un point de suivi a été placé à l'aval de la confluence entre le Drac et l'Isère, juste en amont de la retenue de Saint-Egrève (barrage hydroélectrique EDF), et constitue un point de référence en amont de la station d'épuration de l'agglomération (Figure 3-1). Ce point est le résultat des apports amont de l'Isère et du Drac ainsi que des principaux RUTP de l'agglomération.

- Enfin, pour évaluer la qualité de l'eau à la sortie de l'agglomération, le dernier point a été positionné au niveau du pont de Veurey, à l'aval du rejet de la station d'épuration. Ce point intègre donc l'impact cumulé des bassins versants amonts de l'Isère et du Drac, et ainsi que de l'ensemble des activités urbaines de l'agglomération.

3.1.2. Mesures en continu

Afin de réaliser des calculs de flux, nous disposons des données horaires de débit et de turbidité sur le Drac et l'Isère les plus proches possibles des points de prélèvements choisis (Figure 3-3). Le débit est déterminé à partir des mesures de hauteur d'eau en trois points encadrant l'agglomération (Figure 3-3). Pour chaque station, les courbes hauteur-débit établies permettent d'obtenir des données de débit avec des incertitudes entre 5 et 10 % (EDF). Les concentrations en MES sont calculées par EDF à partir de mesures de turbidité et de relations MES-turbidité établies sur chaque site. La dispersion dans ces relations entre concentration et turbidité va générer des incertitudes élargies variant entre 5 et 20 % en fonction de la concentration de sédiments (EDF).

Figure 3-3 : Localisation des points de mesure de débit et de turbidité disponibles dans la zone géographique d'étude

3.1.2.1. Isère amont : station Isère campus

A la station campus, les mesures de débit et de MES sont situées au même endroit que le point de prélèvement. Cette station est équipée d'une échelle limnimétrique et d'un capteur d'eau bulle à bulle depuis 1994, d'une sonde de turbidité depuis 2006, d'un préleveur automatique et d'une sonde spectrométrique depuis 2010 (Figure 3-4). Les prélèvements manuels ont été effectués depuis le pont de la passerelle de l'Ile d'amour 200 m en amont de la station. L'homogénéité horizontale de la section a été testée lors d'une chasse de l'Arc (affluent de l'Isère) en 2006 [*Mano*, 2008] (paragraphe 5.3.2.1).

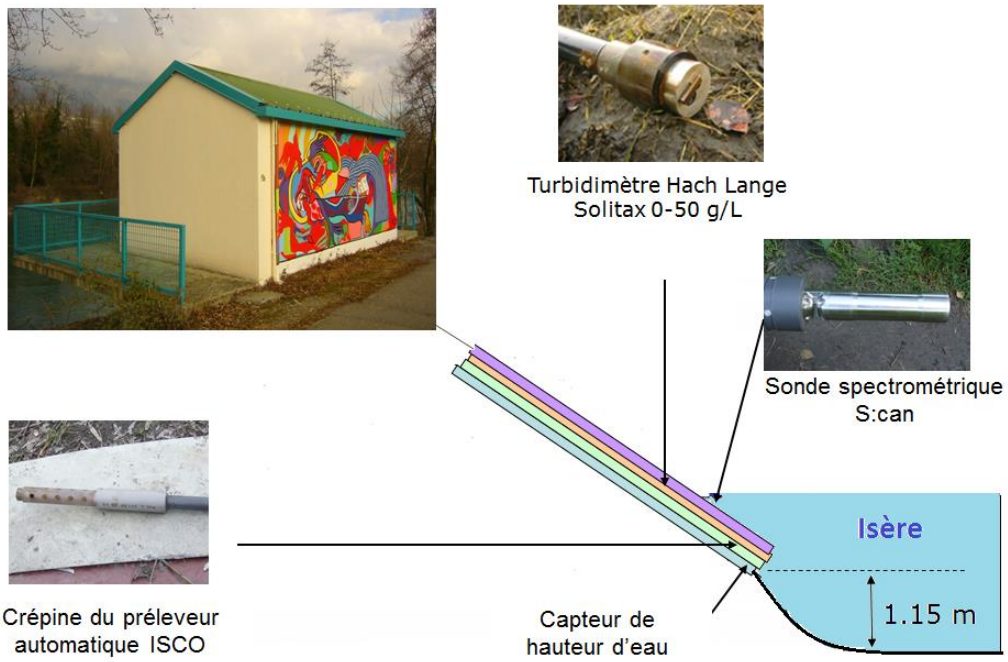


Figure 3-4 : Equipements en fonctionnement à la station Isère campus (LTHE)

a) Débit

Le débit est mesuré au pas de temps subhoraire depuis 1994. Une courbe de tarage hauteur/débit a été établie à partir de jaugeages par exploration du champ de vitesse à l'aide d'une traille fixe et d'un saumon hydraulique puis par ADCP depuis 2010. La courbe de tarage présente une très forte stabilité dans le temps avec une incertitude estimée à moins de 5 % [*Arnaud et al.*, 2013], montrant une bonne stabilité de la section au niveau de la station (Figure 3-5).

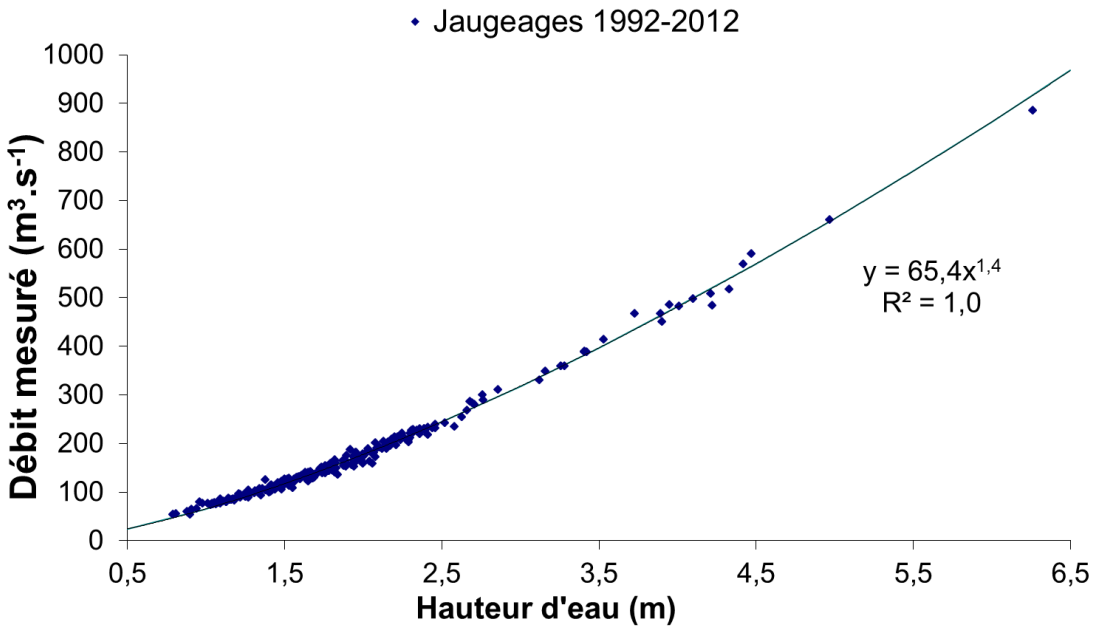


Figure 3-5 : Courbe de tarage de l'Isère à la station Campus entre 1992 et 2012 (tous tarages)

b) Turbidité

La turbidité est mesurée au pas de temps subhoraire depuis mars 2006 [*Némery et al.*, 2013] par une sonde néphélométrique Hach Lange Solitax SC, TS-line, (0 à 50 g .l^{-1}). Les données sont enregistrées par une centrale d'acquisition Campbell CR1000 avec un pas de temps d'une demi-heure (une valeur moyennée sur 4 minutes toutes les demi-heures). Par ailleurs des données de MES journalières sont aussi disponibles entre 1996 et 2006 (données IGA,[*Dumas*, 2007]). Un préleveur automatique a également été installé en mars 2006 afin de construire un jeu de données simultanées de MES et de turbidité permettant de vérifier la relation d'étalonnage du constructeur et de combler d'éventuelles lacunes de la sonde. Le turbidimètre et la crépine du préleveur automatique sont positionnés côte à côte afin de minimiser l'erreur sur l'hétérogénéité des MES au niveau de la section de mesure. La crépine de l'ISCO et la cellule de mesure du turbidimètre ont été fixées au niveau du zéro de l'échelle limnimétrique, soit environ 1,15 m au-dessus du point le plus bas de la section au droit de la station Grenoble Campus [*Mano*, 2008] (Figure 3-4). L'étalonnage est vérifié après chaque changement de sonde ou réparation du turbidimètre qui peut dérégler le capteur optique.

La courbe de calibration obtenue permet de convertir la turbidité mesurée par la sonde en concentrations en MES (Figure 3-6).

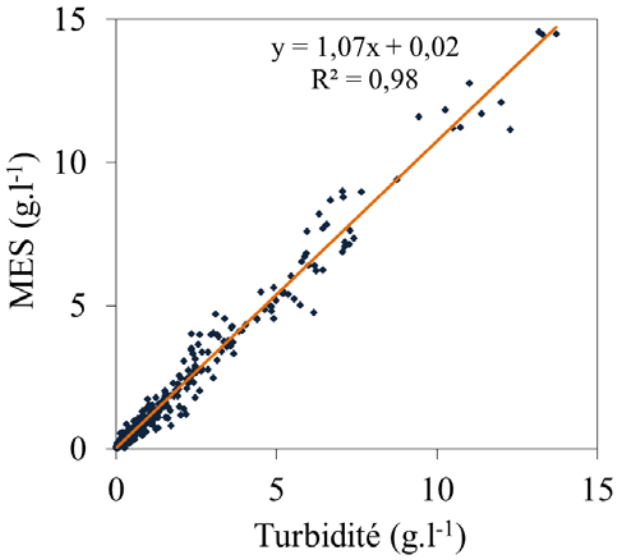


Figure 3-6 : Courbe MES-Turbidité établie à la station Isère campus depuis 2006 (LTHE)

c) Sonde spectrométrique

La mesure spectrométrique est basée sur l'absorbance de la lumière par les substances présentes dans un fluide traversant la fenêtre de mesure. Le spectromètre spectro::lyser (commercialisé par la société S::can) permet de mesurer l'absorbance d'un signal lumineux sur tout le spectre de l'UV et du visible (de 200 à 750 nm avec une résolution de 2,5 nm). C'est un capteur submersible de 60 cm de longueur et de 44 mm de diamètre (Figure 3-8). La taille du chemin optique est adaptable en fonction du type d'eaux étudié, dans le cas de notre étude, nous avons choisi un chemin optique de 2 mm pour l'imiter l'effet de l'atténuation par les MES présentes en fortes concentration dans l'Isère.

L'intérêt de la spectrométrie est de pouvoir déterminer simultanément les concentrations de divers indicateurs ou polluants (MES, COP, COD, DCO, nitrates, nitrites) grâce à l'utilisation des absorbances à plusieurs longueurs d'onde (Figure 3-7). L'utilisation de sondes spectrométriques est largement répandue en réseaux urbains [*Torres and Bertrand-Krajewski*, 2006] et en entrée et sorties de stations d'épuration mais peu en milieu naturel.

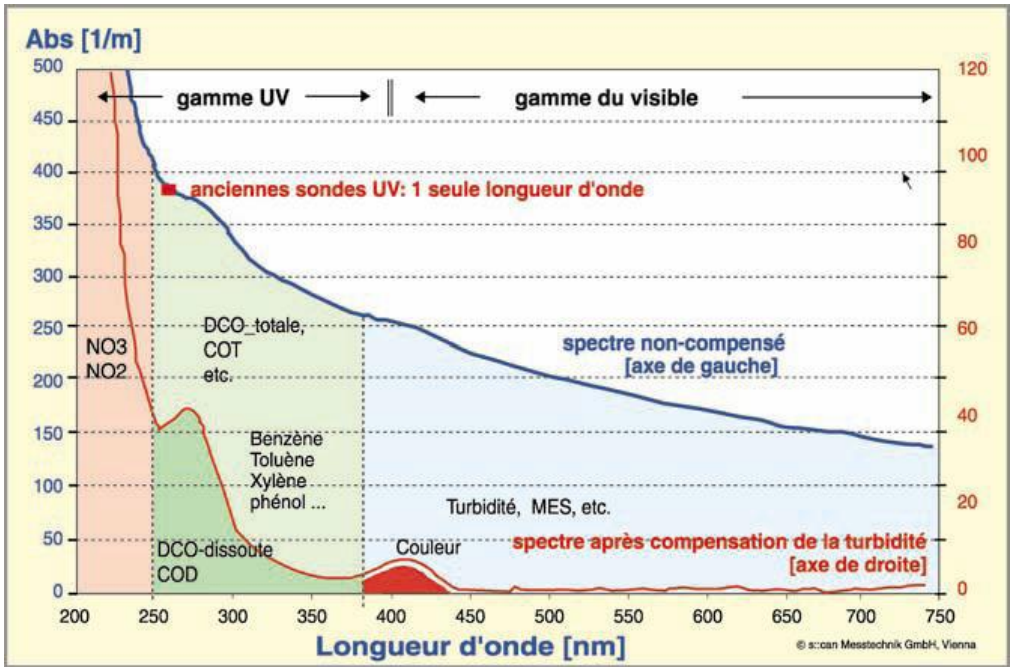


Figure 3-7 : Relation entre les différents paramètres de qualité de l'eau et le spectre émis et mesuré par la sonde spectrométrique (d'après documentation S::can)

La sonde a été installée à la station Isère Campus en juin 2011 (Figure 3-8) après avoir été testée en laboratoire pour la linéarité de la réponse d'absorbance (Annexe D) [*Minaudo*, 2011]. Un étalonnage général (Global Calibration) est fourni par le constructeur à partir des caractéristiques générales du milieu mais il a été montré que cet étalonnage ne permettait pas d'obtenir des mesures suffisamment fiables [*Langergraber et al.*, 2003; *Gruber et al.*, 2005] et qu'il était nécessaire de réaliser un étalonnage in situ (Local Calibration). L'étalonnage local et l'exploitation de la sonde pour la mesure du COP seront détaillés dans le Chapitre 4.

Figure 3-8 : Photographies prises lors de l'installation de la sonde à la station campus (juin 2011)

3.1.2.2. Drac

a) Débit

La mesure de débit du Drac exploitable la plus proche du point de prélèvement est située à Fontaine, où les débits sont mesurés depuis 1984. Les données au pas de temps horaire nous ont été fournies par la DTG (Unité d'expertise et de mesure d'EDF) pour les années 2011 et 2012 avec une incertitude estimée à 5 %. Il existe une station de mesure de hauteur d'eau à Pont de Claix, mais en raison de la non stationnarité de la rivière à ce niveau, il n'est pas possible d'établir une courbe de calibration et ces données ne sont donc pas utilisables.

b) Turbidité

Les données de MES du Drac nous ont été fournies par l'Institut Leo-Langevin (ILL) qui mesure, au pas de temps horaire, la turbidité pour des raisons opérationnelles depuis mai 2010.

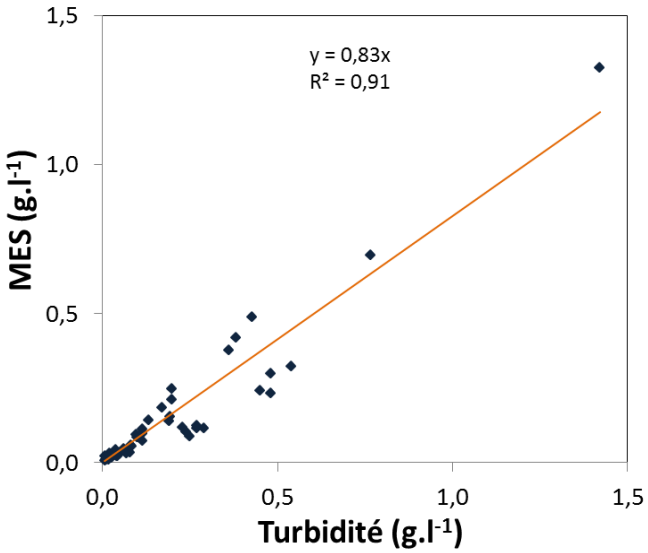


Figure 3-9 : Relation MES-Turbidité du Drac à Fontaine (données EDF/ILL, calibration lors des crues de mai à juillet 2010 et 2011)

3.1.2.3. Isère aval agglomération grenobloise

a) Débit

La mesure du débit de l'Isère la plus proche du point de prélèvement Isère aval est située à Saint-Gervais (à l'aval du point de prélèvement). Les données nous ont été transmises par la DTG au pas de temps horaire pour les années 2011 et 2012.

b) Turbidité

La turbidité de l'Isère à l'aval de l'agglomération est mesurée par EDF à Tullins (environ 10 km à l'aval de Veurey). Les MES sont calculées à partir de la relation établie entre les MES mesurées et la turbidité enregistrée depuis 2007 (Figure 3-10) Une sonde a

également été installée à Veurey en 2011 à l'occasion du curage de la retenue de Saint-Egrève. Les chroniques de turbidité mesurées à Veurey et à Tullins sur cette période sont proches et ne montrent pas d'écart notable entre les deux points (Figure 3-11). Le fonctionnement de la sonde de turbidité à Veurey ayant été interrompu, nous utiliserons donc les données mesurées à Tullins par la suite.

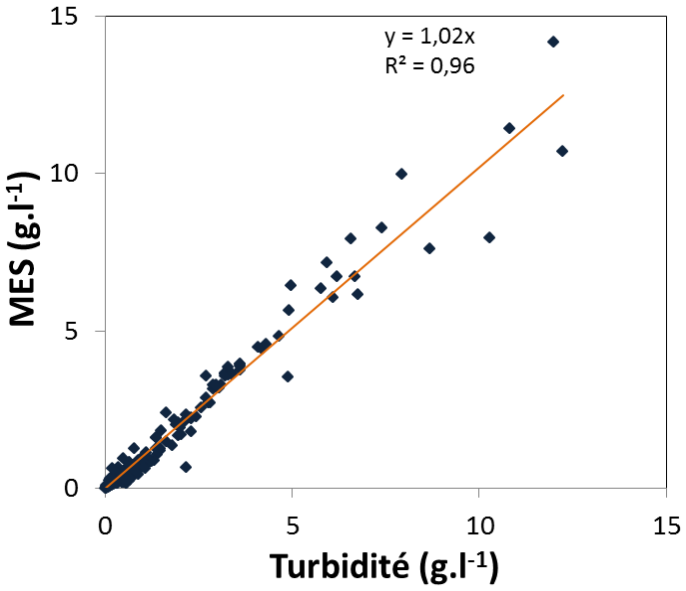


Figure 3-10 : Relation MES-Turbidité de l'Isère à Tullins (données EDF, calibration 2007-2012)

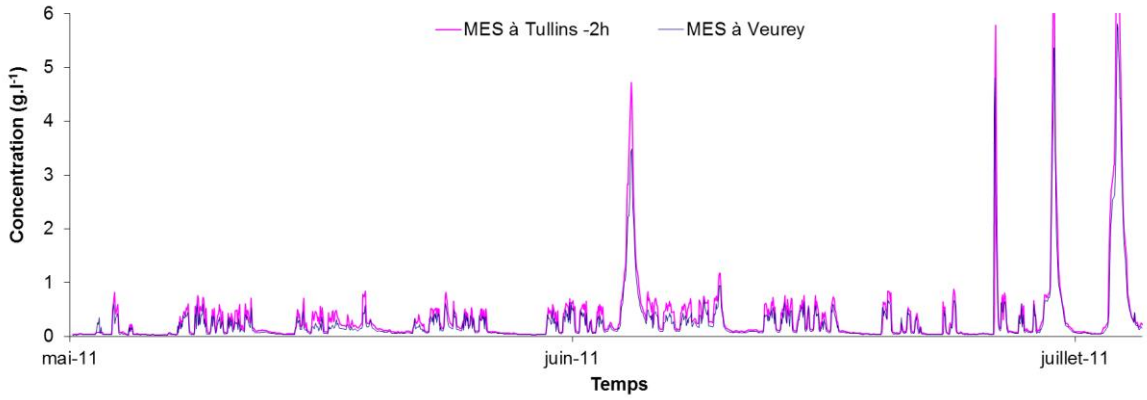


Figure 3-11 : Comparaison des chroniques de MES de l'Isère à Veurey et à Tullins pendant la période d'enregistrement commun (mai à juillet 2011) de la turbidité

3.1.3. Stratégies d'échantillonnage

Les paramètres analysés in situ pour chaque prélèvement ont été la conductivité, le pH, la température, l'oxygène dissous. Pour chaque prélèvement les paramètres suivants ont été analysés au laboratoire de la Step d'Aquapole: les demandes biochimiques et chimiques en oxygène (DBO_5 et DCO), l'azote Kjeldahl (NTK) et le phosphore total (Ptot), l'azote ammoniacal (NH_4^+), le nitrate (NO_3^-) et j'ai effectué la mesure des matières en suspension (MES), du carbone organique particulaire (COP) et dissous (COD) et des éléments traces métalliques (ETM) au sein de plusieurs laboratoires (LTHE, Isterre, EPOC).

3.1.3.1. *Campagnes d'échantillonnage pour le suivi spatio-temporel*

Afin d'étudier la variabilité spatio-temporelle de la qualité de l'eau et des particules de l'Isère et du Drac, une stratégie d'échantillonnage a été établie entre avril 2011 et juillet 2012 sur les 4 points de mesure décrits précédemment (Figure 3-1). Une fréquence d'échantillonnage bimensuelle en 2011 puis mensuelle en 2012 a été adoptée pour mettre en évidence la variabilité temporelle des substances étudiées. La synthèse de ces campagnes de mesures est présentée ci-dessous (Tableau 3-1) :

Tableau 3-1 : Synthèse des mesures sur le milieu récepteur réalisées dans le cadre de la thèse

				MES	Carbone	Nutriments	ETM	Micropolluants
	Intitulé	Situation	Echantillonnage		COP, COD, DBO_5, DCO	NH_4^+, NTK, NO_3, NO_2, Ptot, PO_4^-	As, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zc	50 substances du Bon Etat des Eaux + 30 substances d'interêt
Points de suivis réguliers	M	Isere amont (Campus)	Hebdomadaire	toutes les 30 min	24-28	13-27	20-30	1
			Crues	97	28-93	-	53	
	PC	Drac (Pont de Claix)		30	24-29	13-28	18-29	1
	C	Confluence (amont barrage)		31	24-30	13-28	30	1
	V	Isere aval (Veurey)	Hebdomadaire	toutes les heures	24-30	16-29	18-30	1
			Crues	15	15	-	8	
Point de suivi complémentaire	F	Drac à Fontaine		toutes les heures	6	6	6	-
Laboratoire où on étées réalisées les analyses				LTHE	EPOC	Step	Isterre	LDA

3.1.3.2. *Prélèvements automatiques à la station campus*

Le préleveur automatique (ISCO 3700, TELEDYNE) a été programmé pour effectuer un prélèvement toutes les 24h, fréquence permettant d'obtenir des calculs de flux de MES avec une incertitude inférieure à 20 % [*Mano*, 2008]. Afin d'obtenir une bonne représentativité des MES en période de crues, chasses ou laves torrentielles, le préleveur automatique est asservi à la turbidité. Les prélèvements sont déclenchés au pas de temps horaire quand la turbidité de l'Isère dépasse une concentration de 2 $g.L^{-1}$.

3.1.3.3. *Echantillonnages spécifiques*

a) Crues

Un échantillonnage plus resserré (fréquence horaire) a été réalisé pour suivre les épisodes de crues durant lesquels une grande partie du transport solide peut transiter dans la rivière. En effet, plus de 50 % du flux total de MES annuel d'une rivière peut passer en 1 % du temps [*Walling et al.*, 1992; *Mano et al.*, 2009]. De plus, ces événements de crue sont très épisodiques et difficiles à échantillonner et sont donc peu documentés. Or, ils sont indispensables pour couvrir la gamme de débits et de MES d'une rivière en vue d'une bonne estimation des flux particulaires

b) Chasses et curages

Tous les ans début juin, EDF réalise une chasse hydraulique des aménagements hydroélectriques de l'Arc, affluent de l'Isère et principal contributeur en MES [*Lauters et al.*, 2012]. Ces chasses sont donc l'occasion de réaliser de multiples mesures en conditions de crues artificielles et notamment des calibrations d'appareils de mesures. En 2011 et 2012, le débit est monté à près de 230 et 410 $m^3.s^{-1}$ respectivement et les MES ont atteint 4 et 7 $g.L^{-1}$ respectivement. Ces chasses peuvent ainsi représenter des événements importants en terme de flux de MES sur l'année. Des chasses sont réalisées sur la retenue de Saint-Egrève lorsque l'Isère ou le Drac sont en crue et que le Rhône l'est également, afin de diluer la quantité de MES.

Un effort d'échantillonnage a également été fourni entre mi-mai et fin juillet 2011, période pendant laquelle le curage de la retenue de Saint-Egrève (situé entre la confluence Isère Drac et la station d'épuration) a été effectué. En effet, la retenue n'avait encore jamais été curée depuis sa mise en service en 1992 et a vu sa capacité de stockage fortement diminuer en raison du piégeage des sédiments en amont de la retenue. Un suivi hebdomadaire a donc été réalisé durant toute la durée de l'opération (soit 2 mois et demi).

c) Point supplémentaire sur le Drac à Fontaine

Un point de suivi supplémentaire a été rajouté sur le Drac à Fontaine en 2012 afin de comparer les concentrations du Drac à Pont de Claix et à Fontaine, sous l'influence des eaux de la Romanche interceptées par un canal EDF débutant à Jarrie et se rejetant dans le Drac au Rondeau (paragraphe 3.1.1).

3.1.3.4. Campagnes milieu dans le cadre du schéma directeur d'assainissement

Dans le cadre de l'étude portant sur le schéma directeur d'assainissement de l'agglomération grenobloise, un suivi du milieu naturel en 5 points (Figure 3-1) a été réalisé par le bureau d'étude Egis-Eau et Paperi Environnement entre 2011 et 2012.

a) Emplacement des points de suivi

L'emplacement des points de mesures du schéma directeur d'assainissement est complémentaire de nos points de mesures. Sur le Drac, le point est situé au Rondeau, soit à l'aval du rejet du canal EDF. Sur l'Isère, le point le plus à l'amont est situé à Cheminade, soit à l'amont des premiers DO. Un point intermédiaire est situé avant la confluence Drac/Isère, juste à l'aval des rejets des trois principaux DO (M, JM, F) afin d'estimer l'impact des RUTP. Le point de référence amont Step est situé en aval de la retenue de Saint-Egrève, afin de dissocier l'impact de la retenue et des rejets de la Step. Enfin, le point de référence aval agglomération est également situé à Veurey, et permettra donc de renforcer le suivi en ce point.

b) Stratégie d'échantillonnage

Ce suivi s'est déroulé en 2 phases (avril à août 2011 et octobre 2011 à mars 2012) durant lesquelles un échantillon par semaine et par point était prélevé. De plus, des campagnes de prélèvement post temps de pluies ont été menées aux jours J, J+1 et J+2 lors des 9 épisodes pluvieux significatifs en parallèle du suivi du réseau de collecte et d'assainissement. Enfin, des campagnes portant sur la mesure des micropolluants (Seq Eau V2 et substances caractéristiques du bon état), dont les métaux, ont été menées lors de trois campagnes sur ces cinq points. L'ensemble du suivi est synthétisé dans le Tableau suivant (Tableau 3-2).

Tableau 3-2 : Synthèse des mesures sur le milieu récepteur réalisées dans le cadre du SDA

			MES	Carbone	Nutriments	ETM	Micropolluants	
Intitulé	Situation	Echantillonnage		DBO_5, DCO	NH_4^+, NTK, NO_2, Ptot, PO_4^-	As, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zc	Seq Eau V2	50 substances du Bon Etat des Eaux
M1	Isere amont Cheminade	Temps sec Temps de pluie	14 23	14 23	14 23	3	2	1
M2	Drac (Rondeau)	Temps sec Temps de pluie	14 23	14 23	14 23	3	2	1
M3	Isère (aval 3 DO principaux)	Temps sec Temps de pluie	14 23	14 23	14 23	3	2	1
M4	Isere (amont Step)	Temps sec Temps de pluie	14 23	14 23	14 23	3	2	1
M5	Isere aval (Veurey)	Temps sec Temps de pluie	14 23	14 23	14 23	3	2	1

3.2.Présentation du réseau de suivi pluviométrique

3.2.1. Répartitions des stations de mesure

Dans le cadre du schéma directeur d'assainissement (SDA), une analyse de l'ensemble des données pluviométriques de l'agglomération a été réalisée en 2011 par le bureau d'étude Egis, en charge de l'étude du SDA. Parmi les quinze pluviomètres recensés sur le territoire de l'agglomération grenobloise, on compte huit pluviomètres gérés par la régie d'assainissement, cinq pluviomètres appartenant à Météo France (dont seulement trois sont encore en service), et deux pluviomètres exploités par le Réseau d'Observation Météo du Massif Alpin (Romma) (Figure 3-12). La répartition spatiale de ce réseau permet d'obtenir une vision globale satisfaisante de la répartition spatiale des cumuls pluviométriques sur chaque événement, cependant, seuls les pluviomètres de la régie enregistrent les précipitations à un pas de temps fin (6 minutes). C'est pourquoi, afin de compléter ce réseau d'observation et d'améliorer le suivi d'épisodes très localisés, neuf pluviomètres supplémentaires ont été installés par Egis durant la période d'étude du SDA (Figure 3-12).

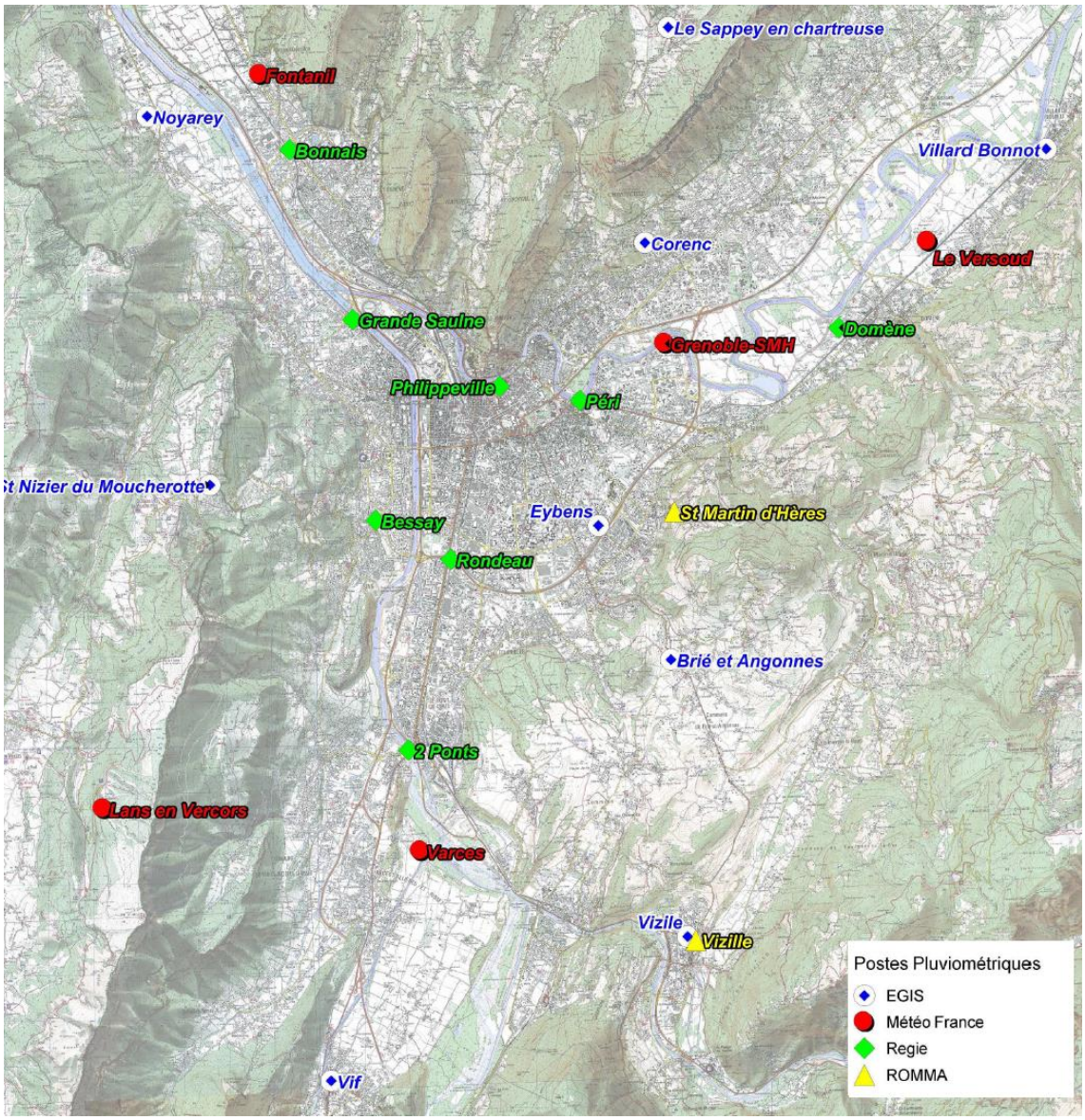


Figure 3-12 : Localisation des pluviomètres existants sur l'agglomération grenobloise (Egis)

3.2.2. Historique des données

La période de suivi de l'ensemble des pluviomètres est très variée. Sur l'ensemble des pluviomètres, seuls six ont enregistré des données sur une période supérieure ou égale à 10 ans (Tableau 3-3). Seul le pluviomètre météo France Grenoble-SMH a enregistré des données au pas de temps 6 minutes sur une période de 26 ans, ce qui permet de faire des analyses statistiques pertinentes. Le pluviomètre de Grenoble-SMH a été déplacé au Versoud en 2001 entraînant une rupture dans le suivi statistique des pluies à Saint-Martin d'Hères. Les pluviomètres Philippeville et Rondeau apportent également des informations à un pas de temps fin (horaire entre 1996 et 2008, puis au pas de temps de 6 minutes depuis 2009) sur une durée de 14 ans, ce qui est intéressant pour l'étude historique de la réponse du réseau aux épisodes de pluies.

Tableau 3-3 : Synthèse des données pluviométriques disponibles sur l'aire grenobloise (modifié à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'agglomération grenobloise)

Gestionnaire	Poste pluviométrique	Période disponible	Nombre d'années complètes	Cumuls journaliers 6h-6h UTC	Cumuls horaires (heures légales)	Pas de temps 6 min
Météo France	Fontanil	1952-2011	59	depuis 1952		
	Varces	1957-2011	54	depuis 1957		
	Grenoble-SMH	1969-2000	32	1969-2000		
		1973-1998	26			1973-1998
	Versoud	2001-2011	10			depuis 2001
	Lans-En-Vercors					
Romma	Vizile	2008-2011	2	depuis avril 2008		
	Saint-Martin-d'Hères	2008-2011	2	depuis avril 2008		
Metro Grenoble	Bessay	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Bonnais	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Grande Saulne	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Les 2 Ponts	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Peupliers	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Péri	2009-2011	1			depuis mars 2009
	Philippeville	1996-2011	14		1996-2008	depuis mars 2009
	Rondeau	1996-2011	14		1996-2008	depuis mars 2009

3.2.3. Répartition spatiale des précipitations et choix des stations de référence

L'analyse de la répartition spatiale des pluies sur le secteur a été faite à partir des cumuls annuels moyens (1996-2010) des six pluviomètres ayant enregistré des données sur plus de dix ans (Tableau 3-4). La répartition spatiale des pluies sur le secteur grenoblois n'est pas homogène et l'on remarque que le pluviomètre Fontanil cumul 40 % de précipitations de plus que les autres pluviomètres (Tableau 3-4 et Figure 3-13). En effet, il pleut davantage sur le secteur nord-ouest (Figure 3-13) où les massifs de la Chartreuse et du Vercors bloquent en partie les précipitations de régime Ouest, qui sont les plus courantes.

Tableau 3-4 : Cumuls annuels pluviométriques de 1996 à 2010 aux 6 stations de période d'enregistrement supérieur à 10 ans (Source : Egis)

	Fontanil	Varces	Versoud	Grenoble-SMH	Philippeville	Rondeau	Moyenne
1996	1552	1037	-	978	812	912	1058
1997	1119	808	-	793	892	1073	937
1998	1295	925	-	951	968	761	980
1999	1631	1204	-	1255	1189	944	1245
2000	1206	951	-	1009	893	638	939
2001	1370	1113	1182	-	1077	1007	1150
2002	1694	1169	1087	-	1170	715	1167
2003	1003	837	783	-	635	incomplet	815
2004	1114	779	809	-	incomplet	incomplet	901
2005	1451	834	794	-	incomplet	955	1009
2006	988	757	836	-	incomplet	631	803
2007	1469	919	994	-	992	992	1073
2008	1333	993	1084	-	941	848	1040
2009	911	694	701	-	incomplet	incomplet	769
2010	1174	919	978	-	929	923	985
Moyenne	1287	929	925	997	954	867	991

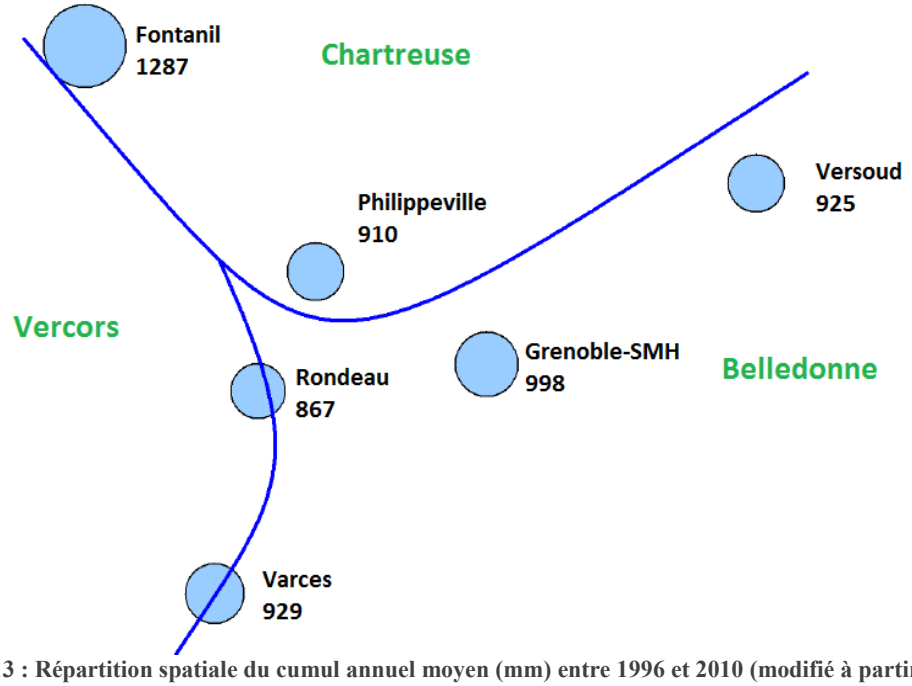


Figure 3-13 : Répartition spatiale du cumul annuel moyen (mm) entre 1996 et 2010 (modifié à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'Agglomération Grenobloise)

L'analyse pluviométrique a été menée en parallèle de l'étude des données de déversements du réseau afin de définir une typologie de pluies dans le but d'alimenter et de calibrer un modèle de simulation du fonctionnement du réseau. Concernant l'analyse de la sensibilité du réseau aux épisodes pluvieux, le pluviomètre Philippeville (centre-ville) a été choisi comme référence car il renseigne sur les pluies à un pas de temps suffisamment fin et quasiment ininterrompu depuis 1996.

3.3.Présentation des mesures sur le système d'assainissement

3.3.1. Mesures de débit et de turbidité

3.3.1.1. Débits

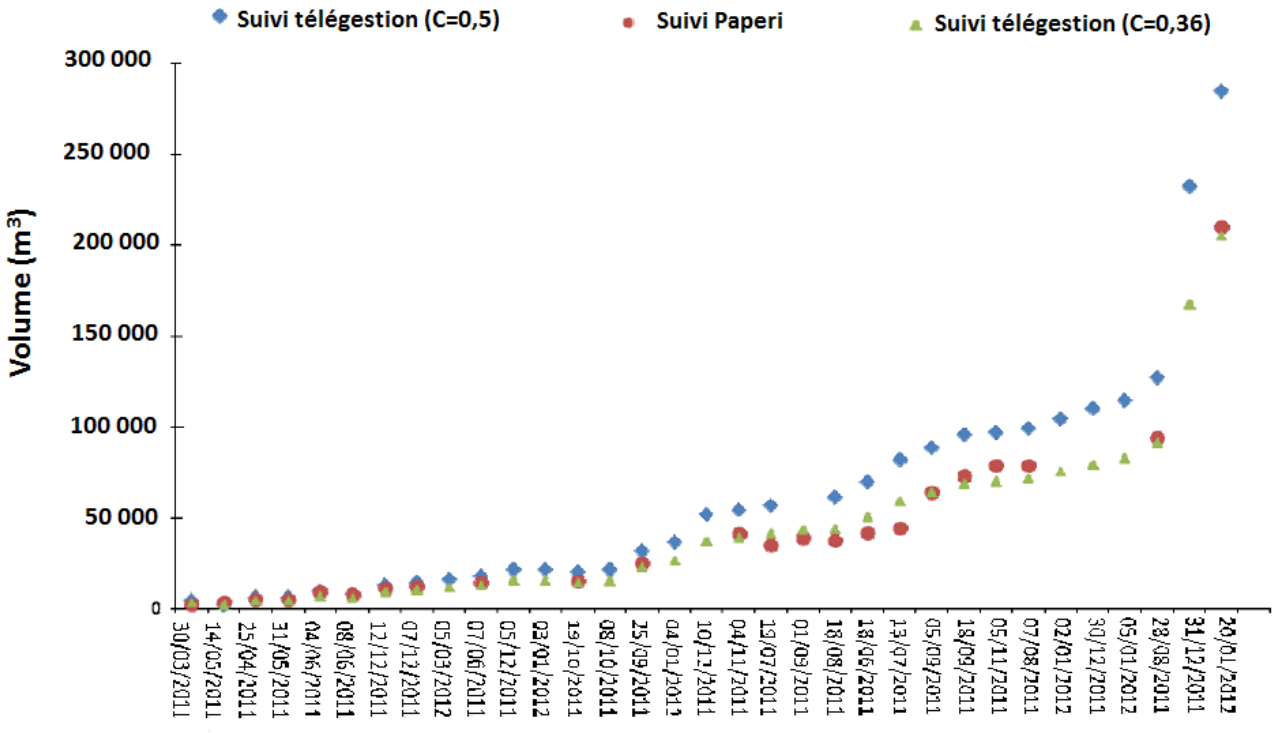
a) DO

Dans le cadre de l'autosurveillance, le système de collecte est équipé de 44 points de mesure qui permettent d'estimer les fréquences de déversement et de quantifier les principaux déversements vers le milieu naturel ainsi que les volumes refoulés par les principales stations de pompage. Conformément à la réglementation concernant les DO de capacité supérieure à 10 000 EH, les trois DO de la rive gauche de l'Isère situés à l'exutoire du réseau unitaire grenoblois et le DO recueillant les effluents de la rive gauche du Drac font l'objet d'une mesure en temps réel des débits rejetés à l'Isère par temps de pluie. Ces mesures sont effectuées par des sondes à ultrason mesurant la hauteur des lames d'eau sur les déversoirs en amont des batardeaux dans des conditions d'écoulements perturbés ce qui entraîne une incertitude importante sur ces mesures [*Métro*, 2012]. Les déversements au niveau des quatre DO de taille moyenne (2 000 < DO < 10 000 EH) sont également mesurés depuis mars 2011. Seuls les DO de capacité inférieure à 2000 EH et les trop pleins et surverses ne sont pas mesurés en continu dans le cadre de l'autosurveillance. Des mesures

ponctuelles réalisées dans le cadre du Schéma Directeur en 2011 ont estimé la part de volume rejeté par ces DO/Trop plein à moins de 10 % de l'ensemble des rejets issus des DO (voir Chapitre 3 paragraphe I-3). Nous ferons donc l'hypothèse que cette proportion est constante pour l'année 2012.

Les coefficients de passage de la mesure de hauteur à la mesure de débit ont été corrigés en 2011 suite aux mesures réalisées lors du schéma directeur sur les DO>10 000 EH. En effet, dans le cadre du schéma directeur d'assainissement (SD) des mesures ponctuelles de débit ont été effectuées sur 40 points du réseau lors de 9 campagnes de temps sec et 9 campagnes de temps de pluie réparties en deux phases de mesures (Annexe E). Parmi les 40 points instrumentés, 10 ont fait l'objet d'un suivi en continu dont les 4 principaux DO et la Step. Afin de vérifier les lois hauteur débit utilisées pour le suivi interne (auto surveillance) des rejets d'eaux urbaines (EU), le DO Mogne a fait l'objet d'une instrumentation sur le volume entrant dans le DO et le volume conservé en sortie. La comparaison des mesures par télégestion avec les mesures Paperi (Bureau d'étude sous-traitant d'Egis en charge des mesures de terrain) au DO Mogne a notamment montré une surestimation des volumes déversés pour les pluies > 20 mm, entraînant le déversement de volumes supérieurs à 25 000 m^3 (Figure 3-14). Une correction du coefficient de passage de la mesure de hauteur à la mesure de débit de 0,5 à 0,36 a ainsi été réalisée (Egis 2012). La configuration des 3 DO principaux (Mogne, Jean Macé et Fontenay 1) étant proche, un coefficient C = 0,36 a été appliqué pour ces 3 DO latéraux, et une valeur de C = 0,45 a été appliquée pour le DO frontal Grande Saulne.

Figure 3-14 : Comparaison du suivi des volumes déversés au DO Mogne par la télégestion et par les mesures du SDA [*Egis*, 2012a]



b) Step

Une mesure de hauteur d'eau par ultrasons sur canal Venturi permet de connaitre en permanence le débit en entrée de la station d'épuration. Dans le cadre de l'autosurveillance, les débits sont mesurés en continu en entrée, en sortie et au niveau des dérivations aval prétraitement et aval traitement primaire par la Société Dauphinoise d'Assainissement (Figure 3-15). Par temps de pluie, lors du fonctionnement du bypass ultime, l'estimation des débits en entrée de Step s'avère délicate en raison du régime noyé et de l'influence aval du bypass [*Egis*, 2012b].

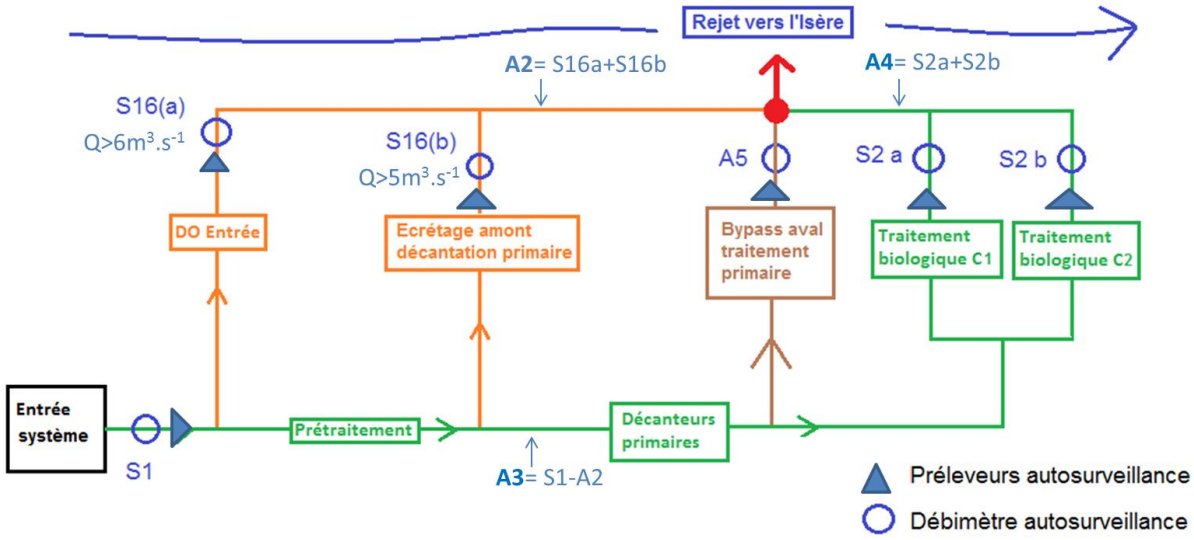


Figure 3-15 : Emplacement des mesures de hauteur d'eau et des préleveurs automatiques au sein de la station d'épuration Aquapole

3.3.1.2. Turbidité

a) DO

L'estimation des charges polluantes associées aux DO, dont les MES, est jusqu'à présent réalisée à partir des concentrations mesurées au déversoir d'entrée de la Step appelé « bypass ultime » dont les périodes de fonctionnement recoupent en grande partie celles des DO. Les mesures réalisées durant l'étude du schéma directeur et de la thèse ont pour objectif de confirmer que cette estimation est acceptable.

Dans le cadre de la campagne de mesures de phase 2 du SDA, une sonde de turbidité a été installée au sein du DO Mogne entre novembre 2011 et janvier 2012 afin de suivre en continu l'évolution de la turbidité au sein de ce DO et de confronter avec les mesures ponctuelles.

b) Step

Les concentrations en MES sont mesurées quotidiennement en entrée, sortie et entre les différentes étapes de traitement directement à la Step par la Société Dauphinoise

d'Assainissement, conformément à la réglementation. Des sondes de turbidité permettent par ailleurs de régler le fonctionnement des différentes étapes de traitement des effluents en fonction des concentrations en entrée de station.

3.3.2. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre du SDA

Afin d'estimer les charges polluantes déversées au milieu naturel par les RUTP, 9 épisodes pluvieux significatifs (Figure 3-16) ont été suivis entre mars 2011 et mars 2012 (Figure 3-17).

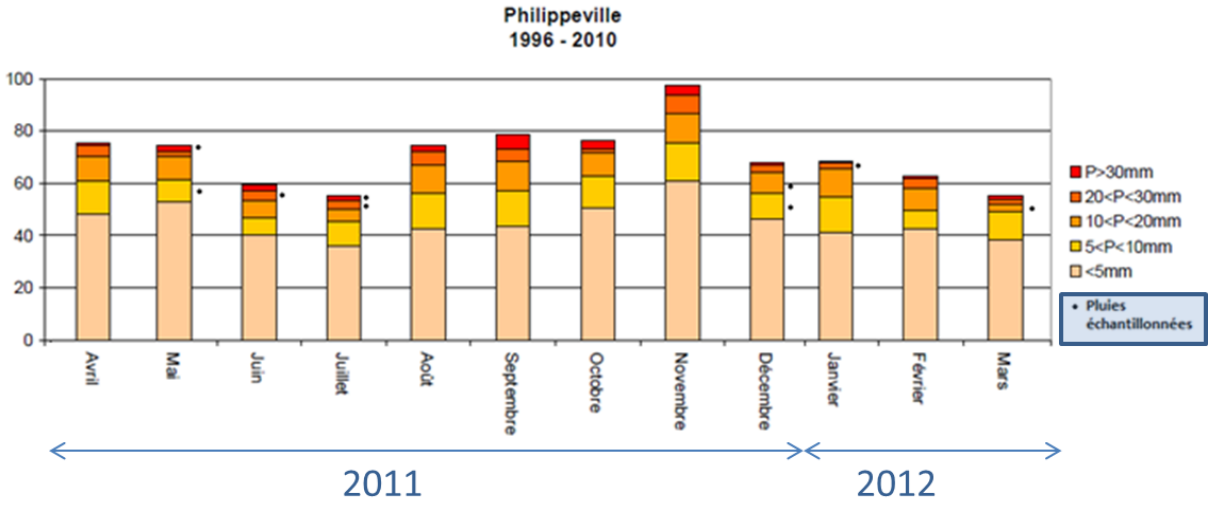


Figure 3-16 : Répartition des pluies au pluviomètre Philippeville entre 1996 et 2010 et situation des pluies échantillonnées (Adapté à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'agglomération grenobloise)

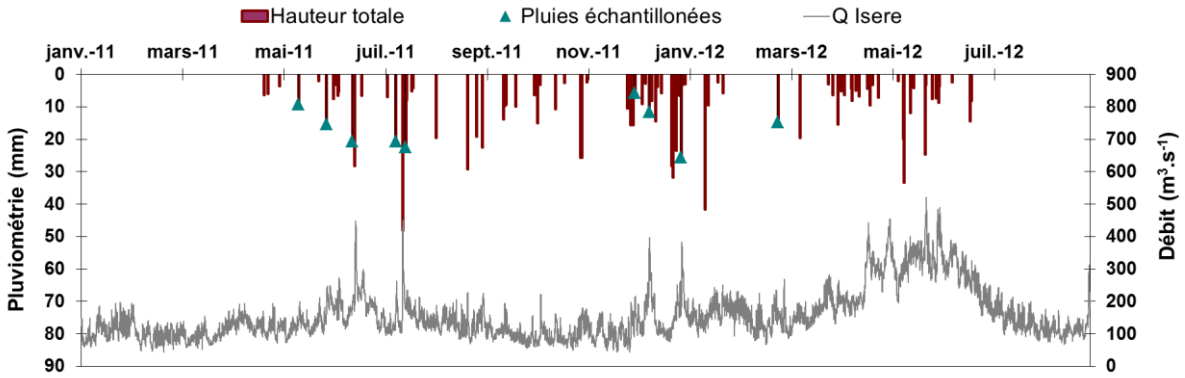


Figure 3-17 : Intensité des pluies échantillonnées et débits de l'Isère à la station Campus

Les paramètres physico-chimiques classiques suivants ont été mesurés à chacune des 9 campagnes de temps de pluie en sortie de Step et dans les DO principaux et secondaires: les MES, DBO_5, DCO, NTK et Ptot (Tableau 3-5).

3.3.2.1. Déversoirs d'orage

Par ailleurs, des mesures spécifiques sur les micropolluants selon la circulaire RSDE STEU septembre 2010 ont également été réalisées lors de 4 des 9 campagnes sur les principaux DO (Tableau 3-5).

Tableau 3-5 : Synthèse des mesures réalisées sur le réseau de collecte et d'assainissement dans le cadre du Schéma Directeur d'Assainissement

		MES	Carbone	Nutriments	Micropolluants
	Intitulé		DBO_5, DCO	NTK, Ptot	RSDE
DO	Mogne	8	8	8	4
	Jean Macé	8	8	8	4
	Fontenay 1	8	8	8	4
	Grande Saulne	9	9	9	4
	2000<DO<10 000 EH	9	9	9	-
Step	Entrée Step	9	9	9	4
	Rejet Isère	9	9	9	6+10

3.3.2.2. Station d'épuration

a) Temps sec

Les concentrations moyennes par événement des paramètres globaux (MES, DBO_5, DCO, NTK, Ptot) en entrée et en sortie de la Step sont mesurées à partir d'échantillons composites proportionnels aux volumes déversés. Par ailleurs, les concentrations en DBO5 et DCO sont mesurées quotidiennement par la Société Dauphinoise d'Assainissement, et les concentrations en NTK et Ptot un jour sur deux. En 2011, 6 campagnes de mesures spécifiques sur les micropolluants selon la circulaire RSDE (STEU septembre 2010) ont été effectuées dans le cadre de la campagne initiale RSDE. Quatre de ces campagnes ont été effectuées par Egis dans le cadre du Schéma Directeur et 2 autres par la Société Dauphinoise d'Assainissement qui s'occupe de la gestion d'Aquapole. En 2012, 10 mesures ont été réalisées dans le cadre du suivi régulier (RSDE 2) sur les 18 substances identifiées lors de la campagne initiale.

b) Temps de pluie

L'entrée et la sortie de la station d'épuration (Chapitre 1, paragraphe II.1.2.2) ont été échantillonnées lors des 9 campagnes de temps de pluie afin d'estimer les charges polluantes rejetées à l'Isère. En effet, les effluents en entrée de Step sont considérés représentatifs des effluents by passés par le bypass ultime considéré comme un DO.

3.3.3. Campagnes d'échantillonnage dans le cadre de la thèse

Afin de compléter les données issues de l'autosurveillance et des campagnes de mesures SDA, des mesures ont été réalisées en sortie de Step. Lors de chacune des campagnes de suivi des stations en rivière, un échantillon composite journalier a été récupéré, sur lequel des mesures de MES, COP, COD et ETM ont été effectuées.

Concernant les RUTP, nous avons pu récupérer des échantillons lors de 5 des campagnes afin de réaliser des mesures d'ETM particulaires et de COP (Tableau 3-6). Un prélèvement 24h a également été réalisé sur les effluents du bypass ultime en entrée de Step (considéré comme un DO) lors d'un épisode pluvieux le 28 mars 2013 afin d'avoir une mesure supplémentaire de concentrations en ETM dans les RUTP. L'ensemble de ces mesures est synthétisé ci-dessous (Tableau 3-7).

Tableau 3-6 : Synthèse des mesures réalisées sur les DO lors des 9 campagnes d'échantillonnage en temps de pluie

x	paramètres mesurés: MES, DCO, DBO5, NTK, Ptot (Schéma Directeur)
o	paramètres mesurés: MES, DCO, DBO5, NTK, Ptot, ETM, COP, COD (Thèse)
/	non déversant ou non échantillonné en raison d'un problème technique

	4 DO> 10 000 EH				2000<DO<10 000 EH
Date	La Mogne	Jean-Macé	Fontenay	Grande-Saulne	1 à 5 DO
14-mai-11	o	o	x	x	x
31-mai-11	x	x	x	x	x
16-juin-11	x	x	x	x	x
13-juil.-11	x	x	o	o	x
19-juil.-11	o	o	o	o	x
7-déc.-11	x	x	x	x	x
16-déc.-11	o	o	o	o	x
5-janv.-12	o	o	o	/	x
05-mars-12	x	x	x	x	x

Tableau 3-7 : Synthèse des mesures réalisées sur le système d'assainissement dans le cadre de la thèse

		MES	Carbone	ETM	Micropolluants
	Intitulé		COP, COD	As, Cu, Cr, Hg, Ni, Pb, Zc	RSDE
DO	Mogne	4	4	3	
	Jean Macé	4	3	4	
	Fontenay 1	3	2	3	
	Grande Saulne	3	3	-	
	2000<DO<10 000 EH	2	-	-	-
Step	By pass ultime	1	-	-	1
	Rejet Isère	journalier	29	10	-

3.4.Méthodes de prélèvement et de conditionnement

3.4.1. Préparation du matériel

3.4.1.1. Préparation du matériel pour les mesures de métaux

Afin de limiter le plus possible l'absorption des métaux sur les parois, nous avons utilisé des flacons en téflon PFA (perfluoroalkoxy, Savillex®), matériau résistant aux acides concentrés [*Chiffoleau et al.*, 2003; *Coynel*, 2005]. Entre deux campagnes, l'ensemble du flaconnage (flacons, seringues, digesteurs) est rincé à l'eau du robinet puis à l'eau déminéralisée avant d'être immergé dans un bain d'acide nitrique (HNO_3 à 50 % (v/v)) pendant 5 jours [*Cossa et al.*, 2003]. Le matériel est ensuite rincé à l'eau déionisée, plongé dans un bain d'HCl à 10 % pendant 3 jours puis rincé 3 fois à l'eau ultra-pure (milli-Q®), séché sous hotte, et enfin fermé hermétiquement et mis en double sac jusqu'à la prochaine utilisation. Les tubes de 14 ml en polypropylène (PP) sont décontaminés en bain d'acide nitrique (HNO_3 4 %) pendant 72 h. Des gants en nitrile sont portés à chaque étape de la manipulation [*Cossa et al.*, 2003].

3.4.1.2. Préparation du matériel pour les mesures de carbone

L'ensemble du matériel (unités de filtration, tubes en verre) est immergé en solution chaude de détergent RBS (5 %) pendant 15 minutes puis rincé à l'eau du robinet (sous fort débit) et rincé trois fois à l'eau milli-Q®. Le matériel est ensuite emballé dans du papier d'aluminium et calciné pendant 6h à 500°C afin d'éliminer toute trace de carbone. Les filtres Whatman GF/F de porosité 0,7 µm sont également calcinés à 500°C pendant 6h puis conservés dans du papier d'aluminium.

3.4.1.3. Préparation du matériel pour les mesures de nutriments

L'échantillonnage des nutriments est effectué dans des flacons en polypropylène lavés à l'eau chaude et au goupillon entre chaque campagne. Les flacons sont pris en charge par le laboratoire de la station d'épuration et traités dans les 24h.

3.4.2. Prélèvement d'eau

Avant d'effectuer l'échantillonnage, chaque flacon est rincé trois fois avec l'eau de la rivière afin de conditionner le flaconnage. Les échantillons d'eau sont prélevés à l'aide du flaconnage suivant :

- 1 flacon de deux litres en polypropylène pour les MES et le carbone
- 1 flacon d'un litre en polypropylène pour les nutriments, DBO_5, DCO, MES
- 1 flacon de deux litres en téflon PFA (double sac) pour ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) et le mercure.

3.4.3. Traitement et conditionnement des échantillons

3.4.3.1. Métaux traces dissous et particulaires

Le traitement des échantillons d'eau a été réalisé à partir de protocoles ultra-propres [*Parker and Bloom*, 2005]. Les échantillons sont traités et conditionnés sur place de la façon suivante (Figure 3-18). Les échantillons d'eau sont filtrés à l'aide de cartouches de filtration de porosité 0,45 µm (Sterivex®) rincées avec l'eau prélevée et de seringues de filtration de 50 ml également rincées 3 fois à l'eau prélevée. Pour l'analyse des ETM dissous (excepté le Hg), les filtrats sont stockés dans des tubes en polypropylène prélavés à l'HNO_3 (voir partie 3.4.1.1) et acidifiés à l'acide nitrique (HNO_3 2 % v/v) pour atteindre un pH 2 et éviter l'adsorption des ETM sur les parois [*Parker and Bloom*, 2005]. Afin de récupérer les métaux traces (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zc) et le Hg contenus dans la phase particulaire, les échantillons sont filtrés sur des filtres en téflon hydrophilisés de porosité 0,45 µm (Millipore) sur une unité de filtration préalablement rincée avec l'eau du site. Les filtres sont ensuite stockés dans des boites pétrislides au congélateur.

Lors des crues, seuls les ETM particulaires sont analysés ; pour cela, les échantillons sont filtrés sur des filtres GF/F (0,7 µm) jusqu'à former un dépôt important de MES sur le filtre. Le filtre est ensuite séché à l'étuve puis conservé en boite de pétri. Avant minéralisation, les MES sont grattées à l'aide d'une spatule puis homogénéisées. Au sein de

la base de données LTHE, l'utilisation de filtres de porosités différentes entre les échantillons de crues (0,7 µm) et le suivi hebdomadaire (0,45 µm) peut être discutée. Cependant, lors des filtrations d'échantillons de crue, les concentrations sont telles que les filtres sont rapidement colmatés, diminuant ainsi la porosité du filtre. Nous ferons donc l'hypothèse que cela n'induit pas d'écarts significatifs sur les concentrations mesurées.

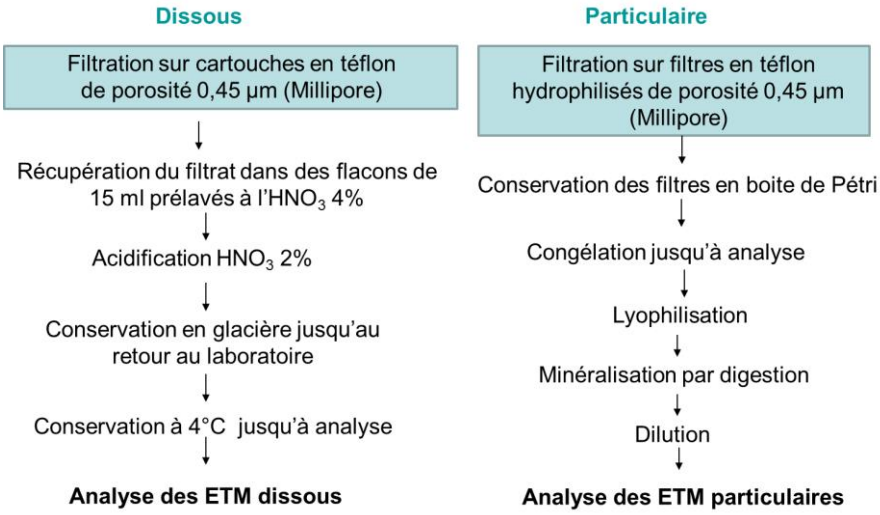


Figure 3-18 : Protocole de conditionnement des ETM dissous et particulaires

3.4.3.2. Cas particulier du mercure

Les échantillons sont filtrés sur les mêmes supports et avec les mêmes précautions que décrit précédemment pour les ETM. Le traitement et le conditionnement pour le mercure particulaire est le même que pour les ETM particulaires mais varie pour le mercure dissous (Figure 3-19). Pour le mercure total (HgT) et le méthylmercure (MMHg), les filtrats sont stockés dans des bouteilles en téflon préalablement rincées 3 fois avec le filtrat et acidifiées à l'acide chlorhydrique (HCl suprapur 0.5 % v/v). Afin d'éviter les échanges gazeux entre l'atmosphère et les échantillons jusqu'au moment de l'analyse, les flacons sont vissés hermétiquement, à l'aide d'une pince multiprise en plastique puis stockés à l'abri de la lumière à 4°C jusqu'à l'analyse.

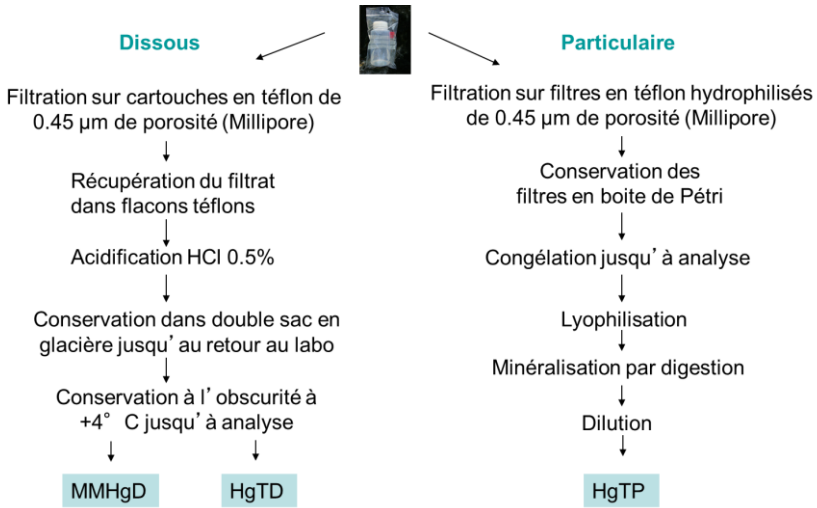


Figure 3-19 : Protocole de conditionnement du mercure total dissous (HgTD) et particulaire (HgTP) et du méthylmercure (MMHgD)

3.4.3.3. Carbone organique dissous et particulaire

Les échantillons d'eau sont conservés en glacière réfrigérée jusqu'au retour au laboratoire où ils sont traités (Figure 3-20). Après homogénéisation du flacon, l'échantillon est immédiatement filtré sur filtres GF/F pré-pesés de porosité 0,7 µm à l'aide d'une pompe à vide. Le filtre est ensuite séché à 105°C à l'étuve pendant 2h puis pesé et conservé en boites de pétri à l'abri de la lumière. Le filtrat est stocké dans un tube en verre à bouchon à vis dotés d'un septum en téflon de façon à isoler la bakélite constituant le bouchon de l'échantillon [*Coynel*, 2005]. Il est alors acidifié à l'acide chlorhydrique (HCL 1N, 25µl pour 15 ml) afin de stopper toute activité bactérienne susceptible de faire évoluer la concentration de l'échantillon par dégradation. L'échantillon ainsi décarbonaté ne contient plus de carbone inorganique et est prêt pour l'analyse du carbone organique dissous (COD).

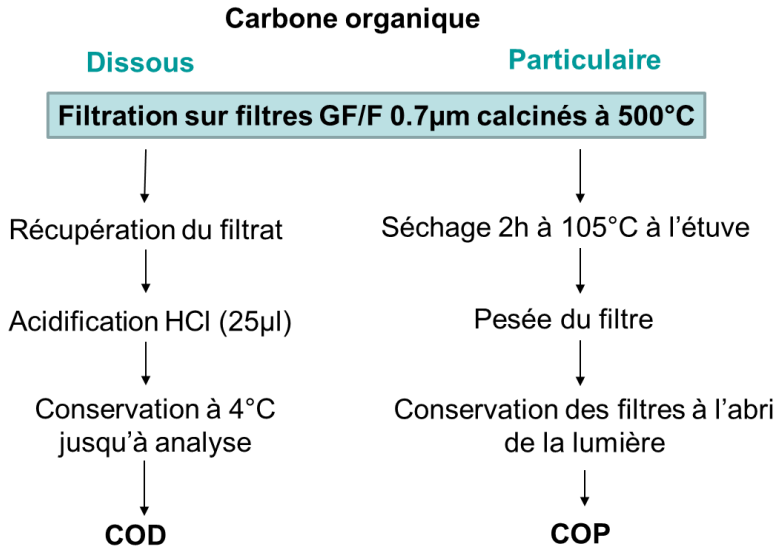


Figure 3-20 : Protocole de conditionnement du carbone organique dissous et particulaire

4. Méthodes analytiques

4.1. Détermination des concentrations en MES

La mesure de la concentration en MES s'est effectuée par filtration de volumes définis à travers des filtres Durieux de 47 mm de diamètre et de pores de 0.7 µm pré-pesés. Les filtres ont été séchés 2h à 105°C à l'étuve puis repesés afin d'obtenir la quantité de masse de MES filtré (AFNOR T90-105, 1994). Les concentrations sont calculées avec la formule suivante :

$$[MES] = \frac{(M1 - M0)}{V}$$

M0 = masse initiale du filtre en $g.L^{-1}$

M1= masse du filtre après la filtration en $g.L^{-1}$

V= volume filtré (l)

Les incertitudes sur la mesure de MES liées à la manipulation de l'échantillon en laboratoire ont été estimées entre 2,5 % et 3 % [*Gautheron*, 1994; *Mano*, 2008]. Il a également été montré que les erreurs liées au prélèvement pouvaient atteindre 10 % lorsque le rapport des vitesses d'aspiration et de l'écoulement varient entre 0,5 et 1,5 [*Gautheron*, 1994]. Une incertitude de 15 % peut donc être admise pour nos résultats.

4.2.Détermination des concentrations en carbone

Parmi les mesures directes de la matière organique, on distingue celles qui s'expriment en oxygène équivalent et celles qui s'expriment en carbone. Pour rappel, nous disposons dans notre étude des mesures suivantes exprimées en oxygène (DBO5 et DCO) et en carbone (COP et COD) :

- DBO_5 : demande biologique en oxygène après 5 jours (par oxydation biologique), mesure la matière organique biodégradable

- DCO : demande chimique en oxygène (par oxydation chimique), représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toute la matière organique contenue dans une eau

- COD : carbone organique dissous (oxydation d'un échantillon filtré et analyse du CO_2 produit).

- COP : carbone organique particulaire (oxydation de la fraction retenue sur filtre et analyse du CO_2 produit).

4.2.1. Analyse du carbone organique dissous

Les analyses ont été réalisées au laboratoire Isterre à Grenoble. Le carbone organique dissous est mesuré par un analyseur de carbone total de type TOC VCSN Shimadzu [*Sugimura and Suzuki*, 1988]. Une courbe d'étalonnage est établie avant chaque à analyse à partir d'une solution mère de potassium hydrogène phtalate de concentration 1 $g.L^{-1}$. Cette méthode repose sur l'oxydation catalytique à haute température. L'échantillon est tout d'abord mis à buller sous un flux d'oxygène puis il est injecté dans un tube à combustion rempli du catalyseur d'oxydation (billes de silice enrichies en platine). Le COD de l'échantillon est brûlé à 680°C et décomposé en CO_2. Le gaz porteur est refroidit et séché puis passe à travers un filtre à halogènes. Le CO_2 est alors détecté par un spectrophotomètre infra-rouge non dispersif qui génère un pic dont la surface est proportionnelle à la concentration de carbone dans l'échantillon. L'écart sur la justesse de la méthode a été estimé à partir de l'utilisation d'un matériel certifié. L'écart normalisé calculé à partir de 10 valeurs est inférieur à 1 et peut donc être considéré comme non significatif et l'écart type sur le standard certifié est retenu. L'incertitude globale liée à la mesure de COD a été estimée dans notre étude à 13 % à partir de la loi de propagation des incertitudes sur l'ensemble de la chaîne analytique, comprenant l'incertitude liée à la réalisation des solutions étalons filles, l'incertitude liée à la dérive de l'appareil, à sa justesse et à sa reproductibilité.

4.2.2. Analyse du carbone organique particulaire

Les analyses ont été réalisées au laboratoire EPOC à Bordeaux. Avant l'analyse, les filtres sont décarbonatés à l'acide chlorhydrique (HCl 2N) puis insérés dans des creusets et mis à sécher sur plaque chauffante pendant au moins 12h [*Etcheber et al.*, 2007]. La mesure du COP a été réalisée à l'aide d'un analyseur de carbone et sulfure de type LECO CS-125 [*Etcheber et al.*, 1999]. Le dosage repose sur l'oxydation des composés organiques contenus dans l'échantillon par combustion à 1100°C dans un four à induction sous flux d'oxygène pur. La combustion complète du carbone est réalisée par ce flux d'oxygène qui, associé à un catalyseur assure la transformation et le transport du CO_2 jusqu'à une cellule infra-rouge non dispersive. L'appareil est calibré avant chaque série d'analyse à l'aide d'anneaux en acier de concentration en carbone connue. La teneur en carbone particulaire est exprimée en pourcentage de matière sèche. L'incertitude a été évaluée à 3-5 % par [*Coynel et al.*, 2005a].

4.2.3. Analyse de la DCO et de la DBO_5

4.2.3.1. Analyse de la DCO

Dans le cadre de la thèse, la détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST – DCO) est effectuée par le laboratoire de la Step par méthode à petite échelle en tube fermé, selon la norme NF EN ISO 15705. Le principe repose sur l'oxydation de manière standard par digestion à l'aide d'acide sulfurique et de dichromate de potassium en présence de sulfate d'argent et de sulfate de mercure (II) [*Roulet*, 2012a]. Une solution standard de DCO à 5000 mg d'O_2.l^{-1} est utilisée pour réaliser une solution de contrôle à 100 mg d'O_2.l^{-1} lors de chaque série d'analyse. L'incertitude sur la mesure de la DCO est estimée à 15 % (Laboratoire Step).

4.2.3.2. Analyse de la DBO_5

La DBO5 est mesurée au laboratoire de la Step par dilution et ensemencement avec apport d'allyl thio-urée selon la norme NF EN 1899-1 décrite dans le mode opératoire Aquapôle [*Roulet*, 2013a]. Un contrôle de l'eau d'ensemencement et de la technique de l'analyste est réalisé lors de chaque série d'échantillons à l'aide d'une solution de contrôle de concentration en DBO5 connue (C=210 +/- 40 mg.L^{-1}) dont on introduit 5,6 ml dans un flacon Karlrush auquel on ajoute de l'eau d'ensemencement jusqu'à débordement. L'incertitude liée à la mesure de la DBO_5 est estimée à 20 % (Laboratoire Step).

4.3.Détermination des concentrations en nutriments

L'ensemble des nutriments ont été mesuré en routine par le laboratoire de la station d'épuration Aquapole après chaque campagne de prélèvement. Afin de compléter ces résultats, nous avons fait faire des mesures de NO_3 et NO_2 au LECA (Laboratoire d'Ecologie Alpine) et effectué des mesures de PO_4^{3-} au LTHE.

4.3.1. Analyse du phosphore (Ptot)

Le phosphore total a été mesuré au laboratoire d'Aquapole par méthode spectrométrique au molybdate d'ammonium selon la norme NF EN ISO 6878 d'avril 2005. L'échantillon est minéralisé à chaud à l'aide d'une solution de peroxidisulfate de potassium puis refroidi et acidifié à un pH compris entre 3 et 10. L'absorbance est mesurée par un spectrophotomètre DR 3800 à 700 nm [*Roulet*, 2012d]. L'incertitude sur la mesure de la DCO est estimée à 30 % (Egis).

4.3.2. Analyse des orthophosphates (PO_4^-)

Les orthophosphates ont été mesurés au laboratoire d'Aquapole par chromatographie en phase liquide (4.3.4). Une incertitude de 30 % est admise pour les mesures réseau dans le cadre du Schéma Directeur.

Au LTHE, nous avons mesuré les orthophosphates par spectrophotomètre selon la norme AFNOR (NF T90-023) décrite par [*Murphy and Riley*, 1962]. Les PO_4^- (initialement présents ou créés par minéralisation) réagissent avec le molybdate d'ammonium et l'antimoine III en milieu acide pour former un complexe antimoine-phosphomolybdate. Ce complexe est réduit par l'acide ascorbique en formant du bleu de molybdène dont la concentration, proportionnelle à celle des orthophosphates, est mesurée spectrophotométriquement à 660 nm ou à 880 nm (la sensibilité est plus grande à cette dernière longueur d'onde).

4.3.3. Analyse de l'azote Kjeldahl (NTK)

Le dosage de l'azote Kjeldahl est effectué au laboratoire d'Aquapole par titrimétrie selon la norme NF EN 25663 Janvier 1994. L'échantillon est minéralisé pour former du sulfate d'ammonium. De la soude est ajoutée pour libérer l'ammoniac qui est ensuite distillé en ammonium et $H_2BO_3^-$. Le dosage indirect des ions ammonium est effectué par ajout d'acide chlorhydrique. Le calcul de la concentration en NH_4^+ s'effectue par équivalence des ions $H_2BO_3^-$. Un blanc et une solution de contrôle sont utilisés lors de chaque mesure [*Roulet*, 2013b]. L'incertitude sur la mesure de la DCO est estimée à 5 % (Egis).

4.3.4. Analyse des nitrates (NO_3) et nitrites (NO_2) et des orthophosphates (PO_4^{3-})

La mesure des anions dissous nitrates, nitrites et orthophosphates (PO_4^{3-}) est réalisée au laboratoire d'Aquapole selon la norme NF EN ISO 10304-1 de Juillet 2009. Le dosage s'effectue par chromatographie en phase liquide. La phase stationnaire utilisée est une résine échangeuse d'anions de type AS14 et une phase mobile de solutions aqueuses de sels d'acides monobasiques et dibasiques faibles (éluant carbonate, hydrogénocarbonate). La détection s'effectue au moyen d'un détecteur de conductivité. La limite de quantification est de 0,05 $mg.L^{-1}$ pour les ions nitrites et de 0,1 $mg.L^{-1}$ pour les ions nitrates [*Roulet*, 2012b].

Au LECA, les ions nitrates et nitrites sont dosés par formation d'un complexe coloré diazoïque par réaction sur le sulfanilamide couplé au Dihydrochlorure de N-1 naphthyléthylènediamine en milieu acide (pH 2). Le dosage des nitrates s'effectue après leur

réduction en nitrites par passage sur une colonne de grains de cadmium traités par le sulfate de cuivre. C'est donc la somme des nitrates réduits et des nitrites initialement présents dans l'échantillon qui est alors dosée. Le composé diazo formé est de couleur rose violet. Sa concentration, proportionnelle à celle des nitrites, est mesurée spectrophotométriquement à 540 nm (fiche technique interne LECA).

4.3.5. Analyse de l'ammonium (NH_4^+)

L'ammonium a été mesuré au laboratoire d'Aquapole par titrimétrie après entraînement à la vapeur selon la norme NF T 90-051-1, janvier 2000. Le principe repose sur l'entraînement à la vapeur en milieu alcalin de l'ammoniaque libre ou salifiée. Le point d'équivalence est ensuite détecté par un indicateur coloré ou un système électrochimique. Un blanc et une solution de contrôle d'ammonium à 20 mg.L-1 sont réalisés lors de chaque série d'échantillon [*Roulet*, 2012c]. Une Incertitude de 5 % est admise pour les mesures SDA.

Tableau 4-1 : Synthèse des incertitudes types liées à l'analyse des nutriments et du carbone

	MES	DCO	DBO5	Ptot	NTK	COP	COD
incertitude sur la mesure analytique (%)	15	15	20	30	5	5	13
Laboratoire	LTHE	Step	Step	Step	Step	LTHE	LTHE

4.4. Détermination des concentrations en ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn)

4.4.1. Mise en solution des ETM particulaires

L'étape de mise en solution des ETM est nécessaire pour l'analyse des concentrations en métaux particulaires. Nous avons pour cela réalisé une « attaque partielle » à l'eau régale (1,8 ml de HCl 30 % et 0,2 ml de HNO_3 65 %). Un blanc et deux standards ont été réalisés lors des minéralisations. Les rendements d'extraction calculés à partir de l'utilisation du standard certifié BCR-320 (sédiment de chenal) sont présentés ci-dessous (Tableau 4-2). On remarque que le rendement d'extraction du chrome est particulièrement faible (<60 %) et que celui du cuivre est élevé pour une attaque partielle (proche de 100 %), ce qui sera discuté dans l'interprétation des résultats.

Pour les sédiments et les échantillons de crues suffisamment chargés en MES, environ 30 mg de sédiments ou de MES ont été broyés et homogénéisés puis introduits dans des tubes d'attaque en téflon (Savillex) préalablement lavés à l'HCl et l'HNO_3. Pour les échantillons d'eau faiblement chargés en MES, les filtres en téflon ont été introduits dans les tubes d'attaque après avoir été lyophilisés pendant 24h puis pesés. Après ajout d'HCl et d'HNO_3 les sédiments sont digérés dans les tubes fermés 72h à 70°C (Digiprep®). A la fin de la digestion, la solution d'acide est récupérée et transférée dans des tubes prélavés afin de laisser décanter les résidus de sédiment, puis 1 ml de solution (surnageant) est prélevé et dilué dans 3 ml d'eau milliQ® pour la mesure des ETM. 200 µl de solution sont prélevés et dilués dans 60 ml d'eau milliQ® pour la mesure du mercure total particulaire.

Tableau 4-2 : Rendements d'extractions calculés dans cette étude à partir du MRC BRM 320 (LTHE)

	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Longueur d'onde ICP	193	267	327		231	220	202
n	10	10	10	10	10	10	10
moyenne	90%	56%	101%	79%	80%	91%	91%
écart type	8%	6%	8%	8%	8%	5%	6%

4.4.2. Analyse des ETM particulaires et dissous

Les analyses ont été réalisées au laboratoire Isterre à Grenoble. Les ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn) des solutions d'attaques et issus des fractions dissoutes (< 0,45 µm) ont été mesurés par ICP-AES (Varian 720ES), permettant l'analyse quasi simultanée de différents isotopes de ces éléments. Le plasma à couplage inductif associé à la spectroscopie d'émission atomique (ICP-AES) est une méthode d'analyse chimique qui utilise comme source d'ionisation un plasma. L'échantillon liquide est amené au nébuliseur par une pompe péristaltique où il est nébulisé en un brouillard de fines gouttelettes. L'aérosol ainsi obtenu est ensuite introduit dans le plasma d'argon (5000-8000°K) entraînant l'excitation des atomes. Le retour à un état d'énergie plus bas s'accompagne de l'émission de radiations caractéristiques des éléments analysés. Les spectres d'émission atomique générés sont ensuite analysés par un système de détection optique.

L'utilisation d'une calibration externe composée de 8 solutions standards permet la détermination des concentrations en ETM en convertissant l'intensité enregistrée pour chaque isotope en concentration. La dérive de sensibilité de l'appareil est contrôlée et corrigée en passant tous les 10 échantillons un point de la gamme étalon comme un échantillon. Un blanc instrumental est également passé tous les 10 échantillons pour contrôler d'éventuelles pollutions et les effets mémoire, et pour calculer les limites de quantification (3 fois l'écart type des blancs).

Les limites de quantification obtenues sur l'IC-AES sont les suivantes (Tableau 4-3):

Tableau 4-3 : Limites de détection des ETM par dosages ICP-AES obtenues lors de nos mesures

Elements	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
LD particulaire (mg.l-1)	0,018	0,002	0,031	0,044	0,005	0,051

4.5. Détermination des concentrations en Hg

Les analyses ont été réalisées au laboratoire Isterre à Grenoble. Le principe du dosage du mercure dissous dans les eaux utilisé dans les protocoles suivants repose sur la volatilité du mercure élémentaire (Hg°) à la température ambiante. Le mercure vapeur est quantifié par Spectrométrie à Fluorescence Atomique (SFA) où le nuage de vapeur de mercure est soumis à l'excitation d'un faisceau lumineux de longueur d'onde 254 nm et la fluorescence émise est mesurée à la même longueur d'onde. La détermination du HgT nécessite une dissociation des organomercuriels au BrCl avant la réduction [*Bloom and Crecelius*, 1983]. La méthode de dosage des formes méthylées (MMHg et DMHg) utilise la chromatographie cryogénique [*Bloom*, 1989]. Dans le cas du MMHg, il s'agit de

l'optimisation de la technique combinant l'hydruration et la chromatographie cryogénique (Tseng et al. 1998). La détection est faite par SFA, qui est à la base de la norme française AFNOR T90-113-2 [*Cossa et al.*, 2003].

Le dosage du mercure total dans les sédiments est réalisé par spectrométrie d'absorption.

4.5.1. Analyse du mercure total dissous

Les analyses ont été réalisées au laboratoire Isterre à Grenoble.

4.5.1.1. Principe de mesure

Le mercure total dissous est constitué de l'ensemble des espèces chimiques oxydables par BrCl, incluant les espèces organiques et inorganiques, en particulier les composés alkylés dont le monométhylmercure. Avant d'être analysées par SFA, toutes ces espèces doivent être réduites en mercure élémentaire volatil (Hg0) et préconcentrées par amalgamation sur piège à sable doré. La liaison Hg-C ou Hg-S est rompue en ajoutant quelques gouttes de BrCl, puis l'excès de BrCl est neutralisé par une solution de chlorhydrate d'hydroxalamine, avant de procéder à la réduction au SnCl2. L'échantillon est mis à barboter sous un courant d'argon purifié dans un récipient en téflon FEP. Le mercure gazeux est récupéré sur un piège de sable doré ensuite chauffé à 550° pour décomposer l'amalgame et libérer le mercure dans un SFA (Figure 4-1).

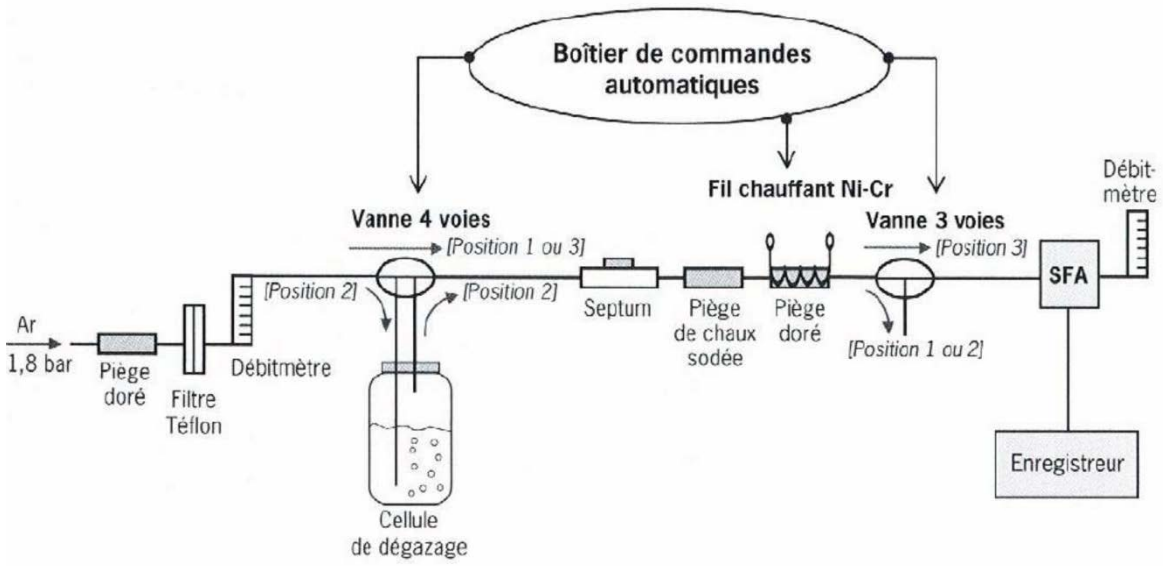


Figure 4-1 : Schéma de montage du dosage analytique du mercure total dissous [*Cossa et al.*, 2003]

4.5.1.2. Contrôle de qualité de la mesure

Les blancs représentent la quantité de mercure contenue dans les réactifs ainsi qu'un bruit de fond permanent, et ne doivent pas dépasser 10 pg.

La précision de la méthode s'exprime par le coefficient de variation (défini comme le rapport de l'écart type à la moyenne) et varie avec les concentrations moyennes. Elle varie

ainsi de 5 % pour les concentrations proches de 1.10^{-3} µg.L^{-1} à 15 % pour des valeurs voisines de 100 µg.L^{-1} [*Cossa et al.*, 2003].

La limite de détection est définie comme 3,29 fois l'écart type des blancs, 3,29 tenant compte des erreurs de type I et II, [*Taylor*, 1987]. La limite de détection calculée journellement varie entre 0,02 et 0,2 ng.L^{-1} pour un échantillon de 60 ml.

La justesse de la méthode a été estimée par l'utilisation du matériel certifié de référence ORMS5, eau de rivière dopée au mercure (Tableau 4-4).

Tableau 4-4 : Moyennes et intervalles de confiance à 95 % pour les valeurs mesurées et les valeurs certifiées

Quantité injectée (ml)	0,5	1,0	2,0	2,5	3
Concentration certifiée en Hg (pg)	**13,1 +/- 0,7**	**26,2 +/- 1,3**	**52,4+/-2,6**	**65,5+/-3,3**	**78,6+/-3,9**
moyenne	**11,0+/-0,7**	**25,3+/- 3,3**	**51,2**	**65,8**	**73,4**
n	2	5	1	1	1

Enfin, la séquence analytique permet environ 6 dosages à l'heure, or compte tenu de la nécessité d'étalonnages fréquents (tous les 5 échantillons environ) il est difficile de réaliser plus de 25 analyses par jour.

4.5.2. Analyse du monométhylmercure dissous

Le monométhylmercure dissous a été mesuré par un CV-AFS Tékran Méthode par hydruration puis séparation par chromatographie gazeuse cryogénique et analyse par SFA (Spectromètre par fluorescence atomique) (Figure 4-2) dont la limite de détection est faible (< 10 pg.L^{-1}) [*Cossa et al.*, 2003]

Les hydrures volatils de métaux sont connus pour être formés par addition de tétrahydroborure de sodium ($NaBH_4$). Cette volubilité est utilisée comme technique de préconcentration et de séparation. Le principe de la mesure repose sur le barbotage de l'échantillon par un flux d'hélium et un piégeage des espèces volatiles sur une colonne chromatographique dans l'azote liquide. La colonne est ensuite réchauffée et les composés volatils (Hg° et DMHg°) libérés sont quantifiés en SFA.

La justesse de la méthode n'a pu être établie en raison de l'absence de MRC pour le MMHg dans une eau. La répétabilité de la méthode exprimée par le coefficient de variation varie de 15 % pour un échantillon de concentration proche de la limite de détection à 6 % pour un échantillon de 100 pg.L^{-1} ou plus [*Cossa et al.*, 2003].

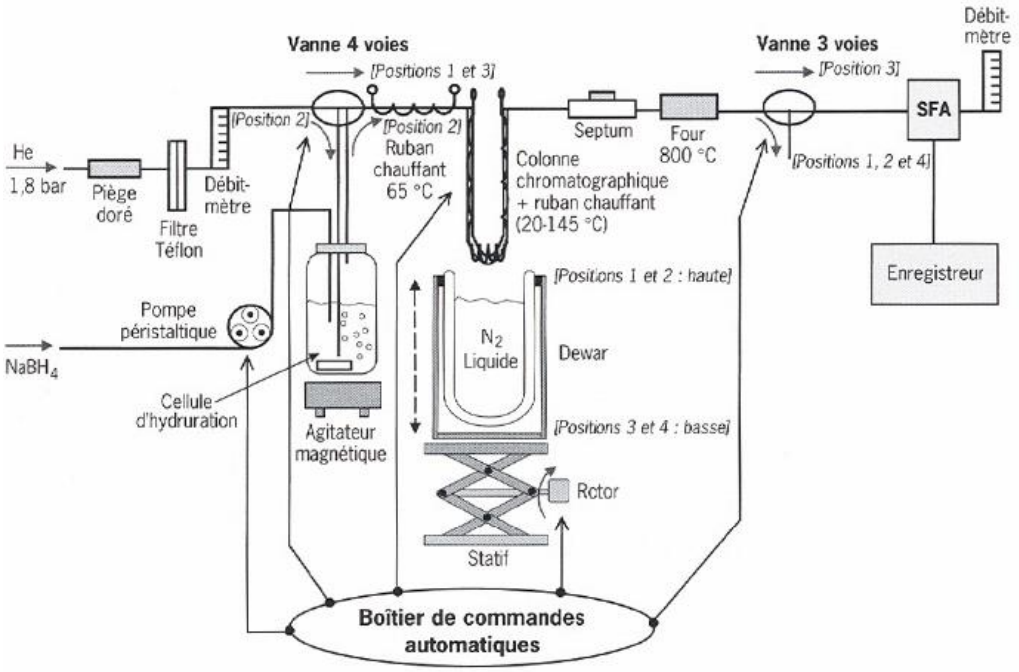


Figure 4-2 : Schéma du montage analytique du monométhylmercure dans l'eau [*Cossa et al.*, 2003]

4.5.3. Analyse du mercure total particulaire

Les échantillons de crues, pour lesquels nous disposions de suffisamment de matière en suspension, ont été analysés directement en phase solide par spectrométrie d'absorption atomique (Altec, Model AMA 254). L'échantillon pesé (environ 200 mg) est placé dans une nacelle introduite automatiquement dans un premier four de combustion où il est séché et décomposé sous oxygène. On procède ensuite à la volatilisation du mercure présent dans l'échantillon solide. Le mercure élémentaire formé est entraîné sous forme de vapeur par un courant d'oxygène et amalgamé sur un piège de sable doré. Le piège est ensuite chauffé pendant un temps très court pour libérer les vapeurs de Hg° qui sont envoyées sous forme de vapeurs froides vers le détecteur. Les atomes à mercure absorbent alors la radiation émise par la lampe à vapeurs de mercure du système photométrique [*Cossa et al.*, 2002] (Figure 4-3).

Cette technique présente l'avantage d'une grande rapidité, de bonne sensibilité et reproductibilité, et d'un blanc extrêmement bas puisque qu'aucun réactif chimique n'est utilisé pour la minéralisation [*Cossa et al.*, 2002]. La justesse et la reproductivité de l'appareil ont été testées par l'utilisation du matériel certifié de référence MESS3, sédiment marin.

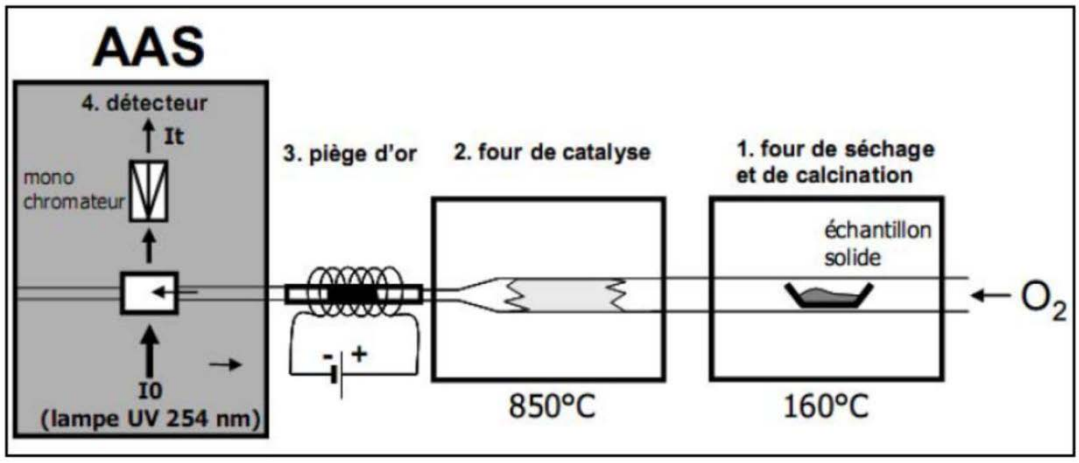


Figure 4-3 : Chaîne catalytique automatisée du mercure particulaire [*Dang*, 2011]

Figure 4-4 : Photographies de l'ICP-AES Varian 720ES (a), du TOC VCSN Shimadzu (b), du LECO CS-125 (c) et du CV-AFS Tékran (d)

L'homogénéité des différentes bases de données a été testée statistiquement et sera détaillée dans les chapitres 4 et 5.

5. Calculs de flux et incertitudes associées

Le choix des méthodes de calculs varie selon la nature du paramètre étudié et la disponibilité des données. De plus, l'acquisition de la turbidité en continu notamment, ainsi que l'établissement de relations entre variables permettront d'exploiter d'autres modes de calculs [*Meybeck et al.*, 1992].

5.1. Méthodes de calcul de flux dans le milieu naturel

5.1.1. Calcul de flux de MES

Le calcul de flux est généralement effectué à partir de mesures de débit en continu et de mesures ponctuelles de concentrations en MES. De multiples méthodes ont été proposées depuis 30 ans pour permettre la meilleure exploitation possible de ces deux chroniques à pas de temps différents. Plusieurs études se sont intéressées à la comparaison de ces méthodes et à décrire les plus performantes pour reproduire la meilleure estimation du flux réel [*Walling and Webb*, 1985; *Walling et al.*, 1992; *Coynel et al.*, 2004b; *Moatar et al.*, 2006, 2008; *Mano*, 2008]. Certaines études ont été consacrées à l'effet de l'échantillonnage sur l'estimation des flux de MES [*Walling et al.*, 1992; *Coynel et al.*, 2004b; *Moatar et al.*, 2006, 2008]. On distingue quatre types de méthodes de calcul : les méthodes par interpolation, par extrapolation, par estimation de la production sédimentaire du bassin-versant et par modélisation. Le principal verrou concernant le calcul de flux de MES est la représentativité du jeu de données de concentrations en MES. L'acquisition de mesures en continu de MES par l'intermédiaire de la mesure de la turbidité et d'une relation entre MES et turbidité permet d'améliorer considérablement l'estimation des flux de MES. Nous disposons dans notre étude de sondes de turbidité à l'amont de l'agglomération sur l'Isère et sur le Drac et à l'aval proche de l'agglomération sur l'Isère.

Lorsque l'on dispose de mesures de débits et de concentrations en MES au même pas de temps, le flux de sédiment instantané s'exprime de la façon suivante :

$$Fi = Ci \times Qi \qquad \text{Équation 5-1}$$

Où Ci est la concentration en MES instantanée (en $g.L^{-1}$) et Qi le débit instantané (en $m^3.s^{-1}$)

Le flux transité pendant un temps t (demi-heure, heure, crue, journée), $F(t)$ va être calculé ainsi :

$$F(t) = K \times Ci \times Qi \qquad \text{Équation 5-2}$$

Où K est un facteur de conversion des unités de temps

Le flux cumulé sur une période T, de la journée à l'année, est calculé comme la somme des flux horaires (ou demi-horaires) sur cette période :

$$F(T) = \sum_T F(h) \qquad \text{Équation 5-3}$$

Où F(T) est le flux de sédiment cumulé sur une période T (en tonnes), et $F(h)$ sont les flux horaires (en $t.h^{-1}$ par exemple) sur la période T.

5.1.2. Calcul de flux de contaminants

Selon que l'on s'intéresse à des contaminants en phase dissoute ou particulaire, les méthodes de calcul les plus appropriées ne sont pas les mêmes. En effet, le mode de transport continu, total et à la même vitesse que l'eau dans le cas des éléments dissous sera particulièrement sensible à la représentativité des volumes d'eau écoulés tandis que dans le cas des substances particulaires, le mode de transport discontinu (dépôt-transport-érosion), sélectif (fonction de la granulométrie) et à une vitesse inférieure à celle de l'eau va être plus dépendant de la représentativité des événements de crues [*Meybeck et al.*, 1992].

Le calcul de flux de contaminants particulaires fait intervenir un paramètre supplémentaire qui est la concentration en contaminant associée aux MES (exprimée en g par kg de MES), dont les variations annuelles intra et inter site sont généralement plus faibles (typiquement inférieure à un facteur deux) que les variations de concentrations en MES et en débit (qui peuvent varier de plus d'un facteur dix) [*Horowitz et al.*, 2001]. Or, les données de concentration en contaminants particulaires sont plus rares que les mesures de débit et de MES pour des raisons techniques et financières. C'est pourquoi afin de tenir compte des variations du flux de MES, il est nécessaire de réaliser le calcul de flux de contaminants particulaires au pas de temps de mesure de la concentration en MES (si possible à pas de temps horaire ou en continu), et non pas à celui des mesures de concentrations en contaminants. Afin de reconstituer les concentrations en contaminants à la même fréquence que les données de débit et de MES, il est possible d'interpoler ou d'extrapoler les données.

5.1.2.1. Méthodes d'interpolation

La méthode d'interpolation la plus simple (nommé méthode M1 dans la suite du manuscrit) est la multiplication de la concentration moyenne en contaminant mesurée durant la période d'étude par 1) le flux de MES écoulé pour le calcul de flux de contaminants particulaires et 2) le flux hydrique pour les contaminants dissous. Cette méthode est estimée être la plus adaptée pour estimer les flux de contaminants particulaires sur des grands cours d'eaux dont la fréquence d'échantillonnage est très espacée [*Horowitz et al.*, 2001; *Horowitz*, 2008].

$$F1 = \frac{\sum ci}{n} \times FME \qquad \text{Équation 5-4}$$

Où Ci est la teneur en contaminant instantanée (en $g.L^{-1}$), n le nombre de mesures et FME le flux de MES (en t) ou le flux hydrique (en m^3) sur la période étudiée.

Une autre méthode proposée (méthode M2) consiste à faire l'hypothèse que la teneur en contaminants est constante entre deux prélèvements et à interpoler cette teneur sur la durée de temps entre deux prélèvements [*Meybeck et al.*, 1992]. Afin d'appliquer cette méthode, il est nécessaire de très bien connaître le bilan des MES et de s'assurer que

les variations temporelles du contaminant sont inférieures à celles de la concentration en MES. Cette méthode est recommandée pour tous les contaminants particulaires et est applicable à court terme (échelle annuelle).

$$F2 = \sum FMESi * CPxi \qquad \text{Équation 5-5}$$

Avec FMESi le flux de MES dans l'intervalle de temps affecté à l'échantillon i et CPxi la teneur du polluant x dans les MES de l'échantillon instantané.

La méthode de Verhoff et al (1980) est recommandée pour le calcul de flux de contaminants dissous non liés au débit, et est déconseillée pour les flux de contaminants particulaires:

$$F3 = k * \sum \left(\frac{Ci*Qi}{\sum Qi}\right) * Qm \qquad \text{Équation 5-6}$$

Où k est un facteur de conversion d'unité de temps, Ci la concentration instantanée en contaminant, Qi le débit instantané au moment du prélèvement et Qm le débit moyen sur la période d'étude.

5.1.2.2. Méthodes d'extrapolation

Les méthodes d'extrapolation sont basées sur la présence de corrélations entre le contaminant et une grandeur d'influence qui est mesurable en continu. Les relations classiquement recherchées sont de type puissance entre le contaminant et le débit ou les MES [*Horowitz*, 2008]. Les flux de contaminants dissous ont été estimés par cette méthode sur plusieurs systèmes [*Quémerais et al.*, 1999], mais cette méthode reste peu utilisée pour le calcul de flux de contaminants particulaires, pour laquelle son efficacité est discutée [*Horowitz et al.*, 2001; *Horowitz*, 2008]. Des tendances à la dilution sont observées dans plusieurs études. Quémerais et al. (1999) ont ainsi constaté une diminution des teneurs en mercure particulaire lorsque la concentration en MES augmente dans la rivière Ottawa (Québec).

Pour des longues séries de données, Meybeck et al. (1992) proposent une méthode des débits classés consistant à appliquer une concentration en contaminant par classe de débits pour les contaminants dissous et par classe de flux de MES pour les contaminants particulaires. Cette méthode nécessite une bonne connaissance de la relation entre contaminant particulaire et débit ou MES et est recommandée pour les systèmes à débits très variables tels que les régimes méditerranéens.

Nous testerons dans cette étude l'application de concentrations par régimes hydrologiques (méthode M3) lorsque des différences significatives seront visibles entre les différents régimes hydrologiques suivis (régime de base, crues et chasses hydrauliques de barrages), comme observé sur le Rhône pour les PCB et le mercure particulaire [*Launay*, 2014]. Enfin, nous chercherons s'il existe des relations entre les paramètres mesurés en continu et de façon ponctuelle afin de reconstituer des flux à pas de temps fin (méthode M4).

Nous allons maintenant nous intéresser aux méthodes appliquées aux systèmes d'assainissement, pour lesquelles les contraintes ne sont pas les mêmes qu'en milieu naturel.

5.2. Calcul des flux dans le réseau urbain

L'estimation des flux de polluants dans les systèmes d'assainissement repose généralement sur la mesure en continu des débits en sortie de Step et au niveau des DO>10 000 EH, associé à l'analyse d'échantillons moyens 24h en sortie de Step (autosurveillance réglementaire) et à l'échantillonnage d'un nombre représentatif de déversements de temps de pluie au niveau des principaux DO. En effet, la mesure en continu de la turbidité et de la DCO par sonde optique existe en hydrologie urbaine mais le temps de mise en fonctionnement de tels outils est long en raison des nombreuses étapes nécessaires afin d'obtenir des résultats fiables et d'évaluer leur incertitude [*Bertrand-Krajewski et al.*, 2008]. Le coût humain et matériel nécessaire à leur utilisation font que la mesure de polluants en continu n'est pas encore généralisée dans les réseaux d'assainissement. Nous ne disposons pas de tels équipements sur le réseau de l'agglomération grenobloise et utiliserons donc les résultats issus des campagnes d'échantillonnage du schéma directeur pour estimer les flux déversés au milieu naturel par les DO.

5.2.1. A l'échelle de l'événement

Le calcul des flux (en t, kg ou g par événement) dans les rejets urbains de temps de pluie s'effectue à partir des concentrations moyennes mesurées sur la durée des déversements au niveau des déversoirs d'orages, et des volumes écoulés lors des campagnes de temps de pluie de la façon suivante :

$$F = C \times V \qquad \text{Équation 5-7}$$

Où C est la concentration moyenne calculée de façon proportionnelle au débit sur la durée de l'événement pluvieux (en $g.L^{-1}$, $mg.L^{-1}$ ou $\mu g.L^{-1}$), et V est le volume déversé lors de l'événement pluvieux (en l).

Pour les quatre principaux DO pour lesquels les surfaces actives ont été mesurées, le flux spécifique (en g.ha actif^{-1}) a été calculé ainsi :

$$Fs = \frac{C \times V}{Sa} \qquad \text{Équation 5-8}$$

Avec :

$$Sa = Stot \times Cr \qquad \text{Équation 5-9}$$

Où $Stot$ est la surface totale du bassin versant (ha) et Cr est le coefficient de ruissellement

Dans le cadre de l'autosurveillance de la Step, les concentrations moyennes des paramètres globaux en sortie de Step sont calculées quotidiennement pour la DBO_5 et la

DCO et un jour sur deux pour le Ptot et le NTK. La concentration moyenne est calculée à partir d'un échantillon moyen sur 24h proportionnel aux volumes déversés par les différents rejets (Do Step, écrêtage amont et eau traitée). Les données sont fournies par la Société Dauphinoise d'assainissement au pas de temps journalier calculé de 8h à 8h le lendemain. Dans le cadre des campagnes de temps de pluie du schéma directeur, des prélèvements ont été réalisés de la même façon que sur les DO en entrée et sortie de la Step sur 24h.

5.2.2. A l'échelle annuelle

Les flux des DO à l'échelle annuelle ont été calculés en multipliant la moyenne des concentrations événementielles pour chacun des principaux DO aux volumes totaux déversés enregistrés (la moyenne est prise par classe de DO pour les DO<10 000 EH).

Les flux annuels déversés par la Step sont calculés en sommant les charges quotidiennes mesurées pour la DBO_5 et la DCO. Les charges rejetées annuellement par la Step sont calculées en sommant les charges journalières pour la DBO5 et la DCO et en sommant les charges mesurées et les charges estimées pour le Ptot et le NTK. Les concentrations en NTK et en Ptot étant mesurées un jour sur deux, une estimation est réalisée sur les jours sans mesure à partir de la concentration moyenne mesurée sur l'année.

5.3.Incertitudes

L'incertitude de mesure définit le paramètre associé au résultat d'un mesurage, qui caractérise la dispersion des valeurs qui pourraient raisonnablement être attribuées au mesurande [*GUM*, 2008]. Un mesurage présente en général des imperfections qui engendrent une erreur sur le résultat de la mesure. On distingue classiquement les erreurs dites aléatoires et les erreurs systématiques. Les erreurs aléatoires proviennent de variations temporelles et spatiales non prévisibles de grandeurs d'influence. Il n'est pas possible de compenser de telles erreurs, mais l'augmentation du nombre d'observations permet généralement de réduire l'erreur aléatoire d'un résultat de mesure. Les erreurs systématiques ne peuvent pas non plus être éliminées mais peuvent souvent être réduites. En effet, si une erreur systématique se produit, l'effet peut être quantifié à l'aide d'étalons et de matériaux de référence par exemple, et une correction ou un facteur de correction peut être appliqué pour compenser l'effet.

L'incertitude du résultat d'un mesurage reflète l'impossibilité de connaître exactement la valeur du mesurande. Le résultat d'un mesurage après correction des effets systématiques reconnus reste encore seulement une estimation de la valeur du mesurande en raison de l'incertitude provenant des effets aléatoires et de la correction imparfaite du résultat pour les effets systématiques. La recommandation INC-1 (1980) du groupe de travail sur l'expression des incertitudes classe les composantes de l'incertitude d'un résultat de mesure en deux catégories selon la méthode utilisée pour estimer leur valeur numérique [*GUM*, 2008]:

A) Celles qui sont évaluées à l'aide de méthodes numériques (issues de n observations indépendantes d'une grandeur aléatoire q obtenues dans les mêmes conditions de mesure)
B) Celles qui sont évaluées par d'autres moyens (spécifications d'un fabriquant, certificats, valeurs de référence).

L'incertitude d'une correction pour un effet systématique connu peut être issue dans certains cas d'une évaluation de type A et dans d'autres cas par une évaluation de type B, de même que pour une incertitude caractérisant un effet aléatoire. Lorsque le résultat d'un mesurage est obtenu à partir des valeurs de plusieurs autres grandeurs, l'incertitude type de ce résultat est appelé incertitude composée et notée u_c. Il définit l'écart associé au résultat et est égal à la racine carrée de la variance composée obtenue à partir de toutes les composantes de variances et covariances.

Pour une valeur x d'une grandeur X, on appelle incertitude type u(X) la grandeur telle que la valeur « vraie x » de la grandeur X a une probabilité voisine de 95 % d'être comprise dans l'intervalle [x-2u(X), x+2u(X)] [*GUM*, 2008]. On considère une valeur y d'une grandeur Y déterminée à partir de p valeurs x_1, x_2, …,x_p d'autres grandeurs ou termes correctifs X_1, X_2, …, X_p, par la relation suivante :

$$y = f(x1, x2, \dots, xp) \qquad \text{Équation 5-10}$$

Avec y la valeur brute du paramètre mesuré, f la relation contenant chaque grandeur et x_1,x_2,…,x_p les valeurs des p grandeurs mesurées X_k.

Chaque valeur est associée à une incertitude appelée incertitude type u(X_k), correspondant en première approximation à l'écart type s(X_k) de la distribution de la variable aléatoire X_k. On note u(Y) l'incertitude type sur la valeur Y calculée par la loi de propagation des incertitudes qui s'écrit ainsi pour des grandeurs d'entrée non corrélées :

$$u_c^2(y) = \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{\partial f}{\partial x_i}\right)^2 * u^2(x_i) \qquad \text{Équation 5-11}$$

On passe ensuite d'une incertitude-type $u_c\,(y)$ définie par le GUM comme « l'incertitude du résultat d'un mesurage exprimé sous la forme d'un écart-type », à une incertitude élargie U par un facteur d'élargissement k. L'incertitude élargie étant définie par le GUM comme une « grandeur définissant un intervalle autour du résultat d'un mesurage, dont on puisse s'attendre à ce qu'il comprenne une fraction élevée de la distribution des valeurs qui pourraient être attribuées raisonnablement au mesurande ». La valeur numérique de k est déterminée en fonction du niveau de confiance p, en supposant la loi normale, par exemple, pour p=95 %, k=2 dans le cas de la loi uniforme.

5.3.1. Incertitudes liées à la mesure du débit

L'erreur systématique associée à la mesure du débit est liée à l'enregistrement de la hauteur d'eau, aux points de jaugeage utilisés et au traçage de la courbe de tarage [*McMillan et al.*, 2012]. Cependant, l'erreur systématique est considérée réduite pour les

stations jaugées avec des techniques non biaisées et pour lesquelles l'enregistrement de niveau d'eau est recalé régulièrement. L'incertitude liée à la représentativité temporelle de la mesure du débit est généralement considérée négligeable du fait de la finesse du pas de temps d'enregistrement. Celle-ci est en effet jugée suffisante pour ne pas entraîner de biais significatif sur la procédure de calcul du débit moyen Qi intégré sur un intervalle de temps Ti.

Des effets aléatoires peuvent être dus à des écarts temporaires de la relation hauteur-débit de la courbe de tarage ainsi qu'à l'incertitude variable sur l'enregistrement du niveau d'eau. En effet, l'incertitude est plus grande pour les bas débits et les hautes eaux qui sont les moins jaugées. Les incertitudes sur le débit instantané sont généralement comprises entre 5 et 20 % selon la qualité de la courbe de tarage [*Olivier et al.*, 2009]. La technique de jaugeage (moulinet, ADCP) influence également l'incertitude liée à la mesure, l'incertitude liée à la mesure par ADCP a été estimée entre 4 et 12 % lors d'essais inter-jaugeage [*Dramais et al.*, 2013].

Les incertitudes liées à l'établissement de courbes de tarage hauteur débit aux trois stations de mesures utilisées dans cette étude varient entre 5 % à la station Isère campus et 10 % aux stations Drac à Fontaine et Isère aval à Tullins.

5.3.2. Incertitudes de mesures liées à l'utilisation du turbidimètre

L'erreur entre la concentration mesurée et la concentration calculée à l'aide de la relation varie en fonction de la quantité de sédiments. A la station Isère campus, Mano, (2008) a montré que pour les faibles concentrations (<0,2 $g.L^{-1}$) l'erreur est de 0,02 $g.L^{-1}$, elle est de 0=0,18 $g.L^{-1}$ pour les concentrations moyennes (0,2 $g.L^{-1}$<Cs<2 $g.L^{-1}$) et atteint 0,65 $g.L^{-1}$ pour les concentrations supérieures à 2 $g.L^{-1}$. Les sources de ces erreurs peuvent être multiples : méthode de prélèvement (orientation de la crépine, vitesse de prélèvement), manipulation de l'échantillon (répétitivité de la mesure, volume filtré), utilisation du turbidimètre (encrassement du capteur), granulométrie (réponse différente de l'intensité en fonction de la proportion de sédiments fins et grossiers pour une même concentration) (Downing 2005).

5.3.2.1. Effets systématiques

L'encrassement brutal ou progressif de la cellule de mesure d'un turbidimètre peut entraîner une dérive du capteur malgré les systèmes d'auto-nettoyage des turbidimètres. Ceci peut donc conduire à une surestimation systématique. Toutefois, ces dérives se détectent facilement et un échantillonnage régulier permet de les corriger. Une seconde source d'erreur systématique est due à la dispersion de la relation turbidité/MES. Ces écarts peuvent s'expliquer par les incertitudes sur la mesure liées au prélèvement et à la manipulation des échantillons en laboratoire. Ces dernières ont été estimées à 1-2 % [*Mano*, 2008] tandis que l'erreur sur la mesure peut atteindre 10 % [*Gautheron*, 1994]. Enfin, les différences de granulométrie peuvent être à l'origine d'une grande part de la variabilité de la relation turbidité/MES puisqu'à concentration égale, un échantillon dont la granulométrie présente un pourcentage élevé de particules fines peut produire un signal en

sortie du turbidimètre dix fois plus élevé qu'un échantillon contenant des éléments plus grossiers [*Clifford et al.*, 1995].

La représentativité du point de mesure est une seconde source d'erreur systématique importante. L'homogénéité de la section au niveau de la station Isère campus a été testée en 2006 lors d'une chasse de l'Arc [*Mano*, 2008]. Les résultats ont montré des concentrations homogènes lors de la montée de crue et des écarts inférieurs à 10 % en décrue entre le milieu de la section et la rive gauche où se situe le préleveur automatique (Figure 5-1). Toutefois, ces écarts sont jugés non significatifs en comparaison des erreurs associées au prélèvement et à son analyse en laboratoire. Nous émettrons l'hypothèse que les erreurs liées à l'hétérogénéité de la section sur les deux autres stations de mesure sont également négligeables dans cette étude.

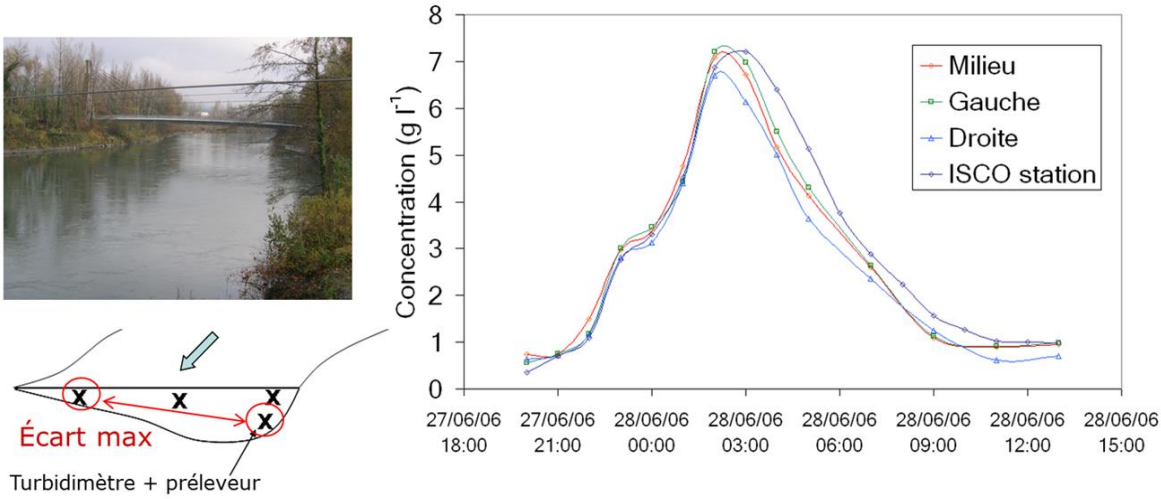


Figure 5-1 : Test de l'homogénéité des MES dans la section de l'Isère à la station campus lors de la Chasse de l'Arc 2006 [*Mano*, 2008]

L'erreur systématique liée au calcul de la concentration moyenne en MES sur un intervalle de temps Ti est généralement supposée comme n'entraînant pas de biais significatif en raison du pas de temps d'acquisition très fin.

5.3.2.2. Effets aléatoires

Les principales sources d'erreurs aléatoires sur la mesure de concentration instantanée sont l'écart temporaire de la relation turbidité/MES à la courbe d'étalonnage et les incertitudes sur l'enregistrement de la turbidité. Navratil et al. (2011) estiment qu'un turbidimètre bien étalonné fournit des concentrations en MES avec une incertitude en moyenne inférieure à 10 % mais qui est très variable et peut atteindre environ 70 % ponctuellement et particulièrement lors de crues. L'incertitude sur les flux de MES associés a été estimée varier entre 15 %, 19 % et 29 % en fonction de l'incertitude sur la mesure du débit (respectivement 5 %, 10 % et 20 %) [*Navratil et al.*, 2011].

L'erreur aléatoire due à la procédure de calcul d'une concentration moyenne sur un temps Ti est jugée négligeable lorsque les données sont acquises à un pas de temps resserré tel que la demi-heure. Nous avons voulu vérifier que l'erreur aléatoire était bien négligeable.

5.3.3. Incertitude globale sur le calcul de flux de MES

Afin d'estimer l'incertitude globale associée au calcul de flux de MES, il est nécessaire de prendre en compte à la fois les incertitudes liées aux paramètres du flux de MES et à la dispersion des points autour des relations hauteur-débit et MES-turbidité. Les différentes étapes de calculs sont détaillées dans l'article d'Arnaud et al. 2013, joint en annexe K. L'incertitude prise en compte pour chaque paramètre est estimée à partir de la dispersion des résidus entre la mesure directe et les valeurs estimées par la relation de calibration au même instant. Pour les MES, l'incertitude considérée (« dMES ») est l'écart type des résidus. Plusieurs scénarios d'incertitude sur le débit (« dQ ») ont été testés (allant de 0 à 30 %). L'estimation de l'incertitude globale sur le calcul de flux a été réalisée par une méthode de type Monte-Carlo. À chaque valeur de MES et de Q est associée une erreur aléatoire tirée dans la gamme des erreurs déterminées précédemment pour chaque variable, en émettant l'hypothèse que les erreurs suivent des lois normales centrées d'écarts types égaux aux incertitudes estimées précédemment. Le calcul est répété 1000 fois pour obtenir une gamme de flux suffisante pour caractériser l'incertitude. L'incertitude globale est alors calculée en multipliant par 2 l'écart type des 1 000 flux calculés, afin d'obtenir un intervalle de confiance à 95 %.

Les incertitudes globales sur les flux annuels de MES ainsi calculées sont inférieures à 5 % quelle que soit l'incertitude sur le débit choisie. Afin de vérifier que le tirage aléatoire de l'incertitude sur la relation MES-turbidité au pas de temps de la demi-heure est réaliste, nous avons vérifié si l'erreur sur la relation MES-turbidité était bien aléatoire. Nous avons ainsi représenté l'évolution de l'écart entre les MES mesurées et les MES calculées au cours du temps sur la période 2011-2012 (Figure 5-2). Les valeurs de MES sont également représentées pour identifier les événements correspondant à un flux important.

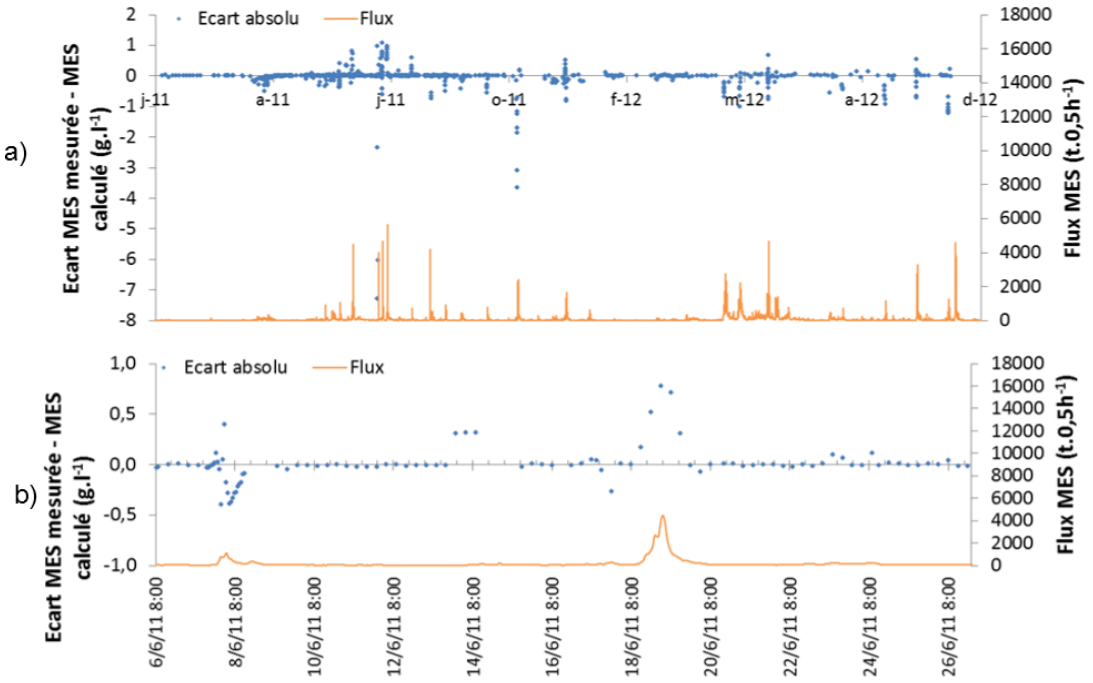


Figure 5-2 : Ecart absolu entre la concentration en MES mesurée et la concentration en MES calculée par la relation MES-turbidité et flux de MES calculés a) en 2011-2012, b) zoom sur 20 jours

Ces chroniques indiquent que les erreurs ne sont pas réparties de façon aléatoire en fonction du temps, mais sont au contraire corrélées lors d'événements de fort transport sédimentaire. La plupart des écarts se situent entre 2 $g.L^{-1}$ et -2 $g.L^{-1}$ et ont atteint -7 $g.L^{-1}$ (Figure 5-2a). A une échelle temporelle plus fine, on observe que les erreurs lors d'un épisode de crue (durant laquelle les prélèvements sont effectués au pas de temps horaire) sont généralement corrélées durant toute la durée de l'événement (Figure 5-2b). En régime de base (prélèvements au pas de temps journalier), les erreurs sur l'estimation des MES semblent décorrélées d'un jour sur l'autre. Nous avons donc choisi d'appliquer aux chroniques de MES une valeur d'erreur constante par tranche de 24 heures afin de ne pas sous-estimer l'incertitude globale. La valeur de l'erreur est ainsi tirée aléatoirement une fois par jour à la place d'une fois par demi-heure.

Nous supposerons la même incertitude pour les flux estimés à partir des données de turbidité et de débit sur le Drac et sur l'Isère à l'aval de l'agglomération.

5.3.4. Incertitudes sur la mesure de concentration en contaminant

5.3.4.1. Incertitude sur la chaîne analytique

L'incertitude sur la mesure est fonction de la méthode de traitement et d'analyse de l'échantillon et doit être déterminée pour chaque paramètre étudié. Ceci est déterminé à partir des incertitudes intervenant sur la chaîne analytique telles que l'incertitude liée à la réalisation de solutions étalons filles, la reproductibilité d'une méthode et sa justesse calculée à partir de matériaux de référence certifiés qui permettent de mettre en évidence une erreur systématique ou aléatoire sur une mesure. Les incertitudes liées à l'analyse des différents paramètres varient dans notre étude de 5 à 30 % selon le paramètre (paragraphe 4).

5.3.4.2. Incertitude sur la détermination d'une concentration moyenne

L'incertitude liée au calcul d'une concentration moyenne ($C_{c,i}$) sur la période d'étude est liée la fréquence d'échantillonnage. Il convient alors d'émettre des hypothèses sur la variation possible de ($C_{c,i}$) entre deux prélèvements, telles que la teneur constante ou la dilution ou augmentation avec la concentrations en MES et le débit (paragraphe 5.1.2). L'incertitude liée à la représentativité des échantillons prélevés peut être estimée par la formule de l'erreur standard décrite dans Hope et al. (1997).

5.3.5. Incertitude spécifique liée à l'échantillonnage en réseau

D'après Bertrand-Krajewski et Bardin (2001), 6 sources d'incertitudes influencent la valeur de la concentration à l'exutoire du bassin versant lors de la constitution d'un échantillon moyen :

- Le caractère discret des prélèvements (les variations temporelles des concentrations peuvent être rapides et importantes) ;
- L'incertitude analytique sur les concentrations (variable en fonction du laboratoire d'analyse);

- Le mode de composition du sous-échantillon (estimées à 33 %);
- Le matériel de prélèvement ;
- L'incertitude liée au mode de conservation et de conditionnement (10 %);
- La couverture imparfaite de l'événement par le prélèvement.

La concentration finale mesurée à l'exutoire après un événement pluvieux est mesurée en analysant un échantillon moyen d'une concentration aussi représentative que possible du volume écoulé à l'exutoire, avec une incertitude liée estimée à 33 % [*Bertrand-Krajewski and Bardin*, 2001]. L'incertitude liée à la conservation de l'échantillon et à son conditionnement est estimée à 10 % [*Rossi*, 1998]. Les incertitudes liées au mode d'échantillonnage d'un échantillon composite sont résumées en prenant l'exemple du plomb (Figure 5-3).

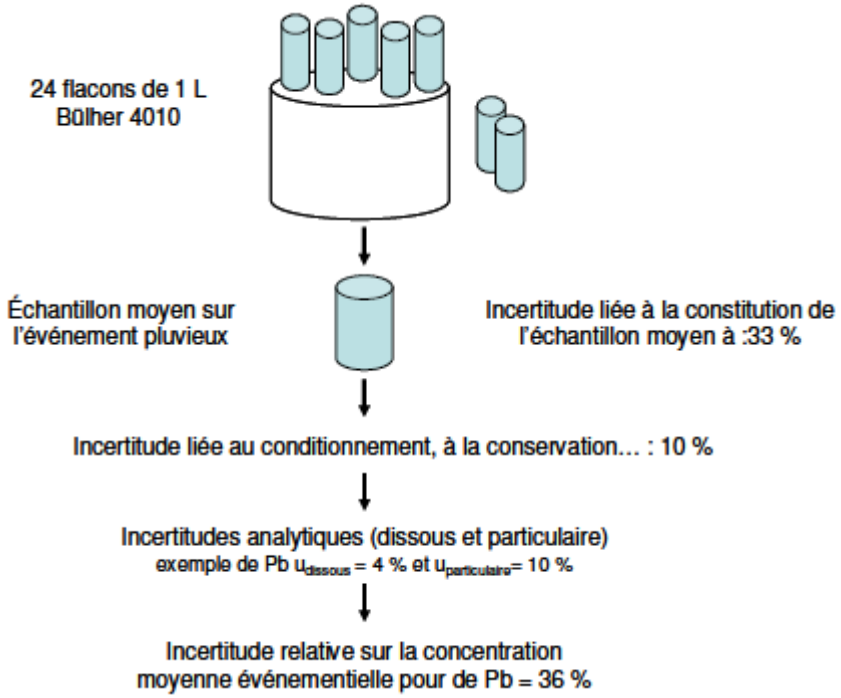


Figure 5-3 : Incertitudes associées à l'estimation d'une concentration moyenne événementielle [*Bertrand-Krajewski and Bardin*, 2001]

Les incertitudes globales sur la mesure des concentrations ont été calculées à partir de la formule de propagation des incertitudes (Equation 5.11) et varient entre 35 et 46 % selon les paramètres mesurés (Tableau 5-1).

Tableau 5-1 : Incertitudes globales sur la mesure des concentrations dans le réseau calculés dans cette étude

Incertitude sur la composition d'un échantillon composite (%)	33	*Bertrand-Krajewski and Bardin* , 2001					
Incertitude liée au conditionnement, à la conservation..	10	*Bertrand-Krajewski and Bardin* , 2001					
	MES	DCO	DBO5	Ptot	NTK	COP	COD
Incertitude sur la mesure analytique (%)	15	15	20	30	5	5	5
Incertitude globale sur la mesure des concentrations	38	38	40	46	35	35	35

Les incertitudes globales sur l'estimation des flux de MES, DCO, DBO_5 et Ptot déversés lors des campagnes de mesures du schéma directeur ont été calculées à partir de la formule de propagation des incertitudes (Equation 5.11) pour différentes incertitudes sur le volume. En effet, l'incertitude sur le volume n'a pas été calculée et est uniquement estimée. Les incertitudes relatives sur les flux événementiels déversés par les DO ainsi calculées varient entre 50 et 70 % (Tableau 5-2).

Tableau 5-2 : Incertitudes relatives sur les flux événementiels déversés par les DO calculés dans cette étude

Incertitude relative sur les flux événementiels	Incertitude relative sur la concentration moyenne événementielle						
	MES	DCO	DBO5	Ptot	NTK	NH4	NO3
Incertitude relative sur les volumes	38%	38%	40%	46%	35%	35%	35%
uQ=30%	48	48	50	55	46	46	46
uQ=40%	55	55	56	61	53	53	53
uQ=50%	63	63	64	68	61	61	61

A cela s'ajoute l'incertitude sur la représentativité de l'ensemble des rejets d'un réseau. En effet, l'échantillonnage de déversements en réseau est spécifique et nécessite également des moyens humains et financiers importants, il est donc rare de pouvoir échantillonner l'ensemble des DO d'un réseau. C'est pourquoi l'estimation des flux totaux rejetés à l'échelle d'un événement pluvieux implique l'extrapolation des charges mesurées à l'ensemble des déversements enregistrés sur un réseau. Sur des grandes agglomérations, il est courant que les principaux DO déversent à eux seuls plus des trois quarts des déversements du réseau, ce qui revient donc à supposer de même nature le quart restant des déversements non échantillonnés. La nature de l'occupation des sols et des campagnes de prélèvement sur l'ensemble des DO d'un système peuvent conforter ou non cette hypothèse.

Tableau 5-3 : Estimation des incertitudes relatives sur le flux annuels issus des DO (calcul en fixant l'incertitude sur le débit à 30 % et en calculant l'écart type sur les concentrations observées sur les 9 événements pluvieux)

IC à 95% sur le flux annuel des DO (%) k=2

	MES	DCO	DBO5	NTK	Ptot
M	178	191	187	149	170
JM	115	136	121	93	102
F	123	148	145	133	126
GS	211	206	260	152	184
DO<10000	199	140	193	185	229
DO<2000	164	120	124	118	147

Enfin, l'application d'une concentration moyenne par DO à l'ensemble des rejets annuels déversés implique une incertitude sur la variation des concentrations dans le réseau. En supposant que les événements déversés sont représentatifs d'une large gamme de concentrations dans les DO, l'incertitude engendrée a été calculée à partir de l'écart type sur les concentrations mesurées (Tableau 5-3). Les incertitudes relatives calculées sont très grandes (>100 %) et seront prises en compte dans l'interprétation des résultats.

Synthèse partielle

La stratégie d'échantillonnage mise en place dans le milieu naturel, couplée aux mesures en continu de débit et de MES sur le bassin, a permis d'étudier les dynamiques des MES, nutriments, carbone et ETM dans l'Isère et le Drac. L'instrumentation du réseau développée dans le cadre du Schéma Directeur a permis de caractériser les charges rejetées par le réseau. Nous allons dans un premier temps nous intéresser à la dynamique des MES sur nos bassins d'étude et dans le système d'assainissement.

Chapitre 3 : Variations spatio-temporelles des MES dans le milieu naturel et dans le réseau urbain

Introduction

Ce Chapitre vise à étudier la dynamique spatio-temporelle des MES sur le bassin grenoblois et dans le réseau urbain de l'agglomération. Les séries de débits et de concentrations en MES acquises à une haute fréquence par les équipements décrits dans le Chapitre précédent vont nous permettre d'étudier le fonctionnement hydro-sédimentaire des bassins versants de l'Isère et du Drac à différents pas de temps. En effet, l'étude du transport de sédiments en suspension constitue un enjeu majeur pour le calcul de flux de polluants en phase particulaire. Nous détaillerons en particulier les événements de fort transport sédimentaire, événements clés pour les estimations de flux.

La seconde partie sera consacrée à l'étude des caractéristiques des pluies déversantes échantillonnées. Afin de mieux appréhender l'impact des épisodes pluvieux suivis, nous nous attarderons à détailler le contexte hydrologique du milieu récepteur lors de ces pluies.

Dans une troisième partie, nous étudierons le fonctionnement du réseau d'assainissement en lien avec la pluviométrie en 2011 et 2012. L'analyse des chroniques de débits au niveau des principaux déversoirs d'orage (DO) et en sortie de la station d'épuration permettra d'étudier les volumes déversés à différentes échelles. Le suivi des rejets de MES en sortie de Step permettra d'étudier les flux de MES déversés par la station. Les résultats issus des campagnes de prélèvement de temps de pluie seront quant à eux détaillés et exploités pour estimer les flux de MES issus des DO. Ceci permettra d'évaluer la part respective des DO et de la Step dans les rejets totaux issus du système d'assainissement. Enfin, nous confronterons les flux de MES transités dans le réseau et dans le milieu récepteur afin d'estimer l'impact relatif des rejets urbains de temps de pluie sur l'Isère.

Table des matières

6. Variations spatiotemporelles des MES dans le milieu naturel et dans le milieu urbain ……132

6.1. Fonctionnement hydrosédimentaire des bassins versants étudiés 132

6.1.1. Caractérisation des débits en 2011 et 2012..... 132

6.1.2. Variation des concentrations en MES 136

6.1.3. Description des événements de fort transport sédimentaire 144

6.1.4. Variabilité des flux de MES..... 154

6.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur lors des événements pluvieux déversants échantillonnés 162

6.2.1. Caractéristiques des événements pluvieux..... 162

6.2.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur..... 164

6.3. Fonctionnement du système d'assainissement en lien avec la pluviométrie ……169

6.3.1. Volumes déversés par le système d'assainissement 169

6.3.2. Variation des concentrations en MES dans les rejets urbains 177

6.3.3. Variabilité des flux de MES..... 182

6. Variations spatiotemporelles des MES dans le milieu naturel et dans le milieu urbain

6.1. Fonctionnement hydro-sédimentaire des bassins versants étudiés

Notre étude s'appuie sur des données en trois points de suivi de débits et de concentrations en MES sub-horaires (Isère amont agglomération) et horaires (Drac à Fontaine et Isère aval agglomération à St Gervais et Tullins). L'objectif de cette partie est d'analyser la variabilité spatio-temporelle des concentrations en MES dans le milieu naturel en amont et en aval de l'agglomération grenobloise, afin de mieux estimer par la suite l'impact potentiel des rejets urbains sur le milieu récepteur. Ce travail servira de base pour l'estimation des flux de polluants associés aux MES.

6.1.1. Caractérisation des débits en 2011 et 2012

6.1.1.1. Echelle journalière

Afin d'évaluer si la période d'étude est caractéristique d'un comportement moyen, les modules sur l'Isère et le Drac en 2011 et 2012 sont comparés aux suivis des débits à long terme sur les trois stations de débits étudiées (Qinterannuel médian, quinquennale sèche, quinquennale humide) (Figure 6-1, Figure 6-2, Figure 6-3). Le débit médian est ici la médiane des débits calculés par périodes de cinq jours pour les années passées. Ce qui est appelé ici quinquennal sec représente le débit minimal calculé sur une période de 3 jours consécutifs (VCN3) de fréquence quinquennale pour chaque mois. Le quinquennal humide est la courbe des débits journaliers maximaux du mois de fréquence quinquennale.

En 2011, le débit de l'Isère à Grenoble, est proche du débit quinquennal sec de début février à fin mai (Figure 6-1). Il est ensuite compris entre le débit quinquennal sec et le débit médian jusqu'au mois de décembre à partir duquel il dépasse le débit médian. Le débit du Drac est fortement influencé par les nombreux ouvrages hydroélectriques qui soutiennent et écrêtent le débit. En 2011, le débit du Drac est caractérisé par un débit faiblement soutenu lors de l'étiage et des débits en dessous des débits médians à la saison des crues (Figure 6-2). Le débit de l'Isère à l'aval de l'agglomération est également proche du débit quinquennal sec durant le printemps et le début de l'été, puis il est compris entre le débit quinquennal sec et le débit médian de juillet à novembre, il est marqué par un mois de décembre supérieur au débit médian (Figure 6-3).

En 2012, le débit de l'Isère à Grenoble est proche ou supérieur au débit médian avec des débuts d'hiver et de printemps légèrement supérieurs à la médiane saisonnière (Figure 6-1) et un mois de décembre soutenu. Le débit du Drac à Fontaine est proche des débits médians excepté en mars et avril, où les débits sont inférieurs aux débits médians et novembre et décembre où ils sont supérieurs aux débits médians (Figure 6-2). L'année 2012, le débit de l'Isère à Saint-Gervais est proche du débit médian avec des mois de mars, avril et juillet à septembre compris entre les débits médians et les débits quinquennaux secs (Figure 6-3).

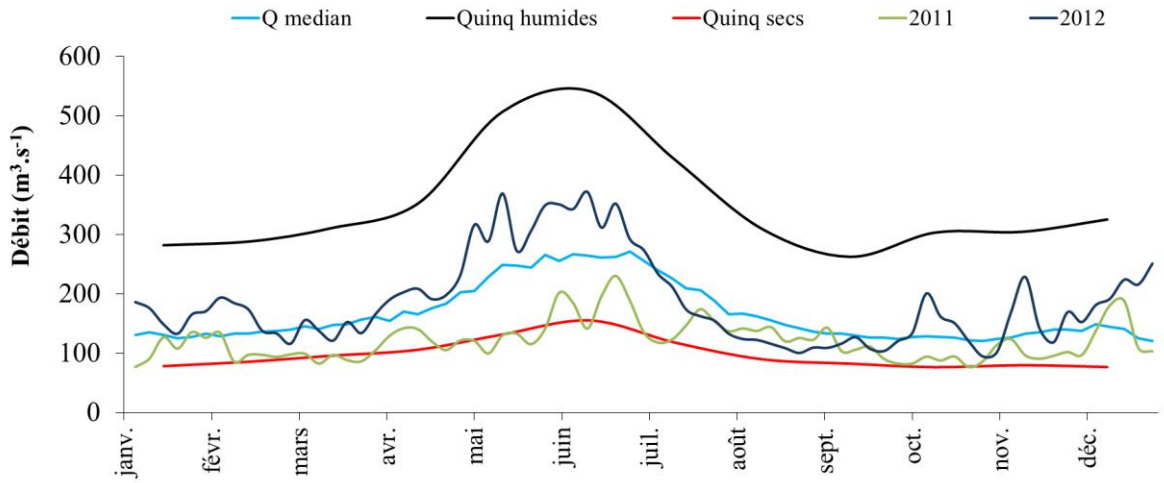


Figure 6-1 : Comparaison des débits médians sur 5 jours de l'Isère à Grenoble en 2011 (a) et 2012 (b) avec les débits médians sur 5 jours entre 1960 et 2010 (Données Banque Hydro)

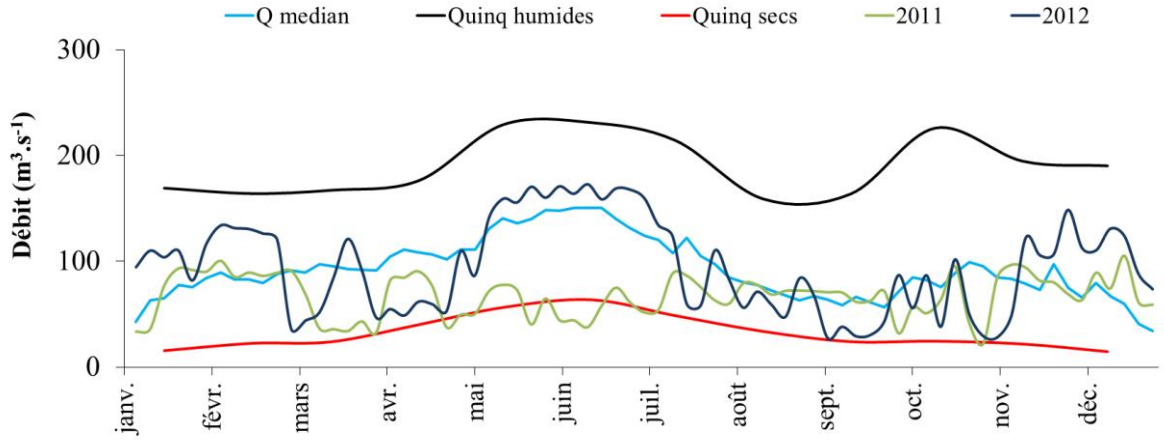


Figure 6-2 : Comparaison des débits médians sur 5 jours du Drac à Fontaine en a) 2011 et b) 2012 avec les débits médians sur 5 jours entre 1984 et 2009 (Données Banque Hydro)

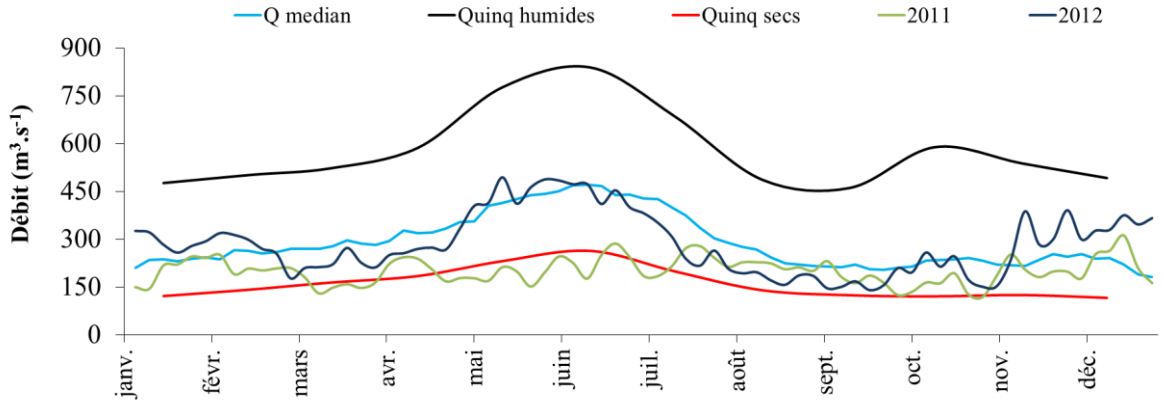


Figure 6-3 : Comparaison des débits médians sur 5 jours de l'Isère à Saint-Gervais en a) 2011 et b) 2012 avec les débits médians sur 5 jours 1969 et 2009 (Données Banque Hydro)

6.1.1.2. Echelle mensuelle

A la station Isère campus, en 2011, à l'exception du mois de décembre, la totalité des débits mensuels moyens a été inférieure aux débits mensuels interannuels. Ces écarts ont ainsi varié entre -15 % en janvier et -55 % en mai. Sur le Drac à Fontaine en 2011, les débits mensuels moyens ont été proches ou inférieurs aux débits interannuels à l'exception du mois de novembre (>20 %), avec des écarts variant entre +7 % en juillet et -60 % en mai. Sur l'Isère à Saint-Gervais, les comportements mensuels moyens en 2011 et 2012 sont très proches avec des débits inférieurs aux normales entre mars et octobre. Les écarts sont toutefois plus marqués en 2011 (mois de mai > -60 %) qu'en 2012. En 2012, les écarts mensuels sur l'Isère au campus et sur le Drac sont tantôt positifs tantôt négatifs, avec des écarts globalement plus marqués sur le Drac.

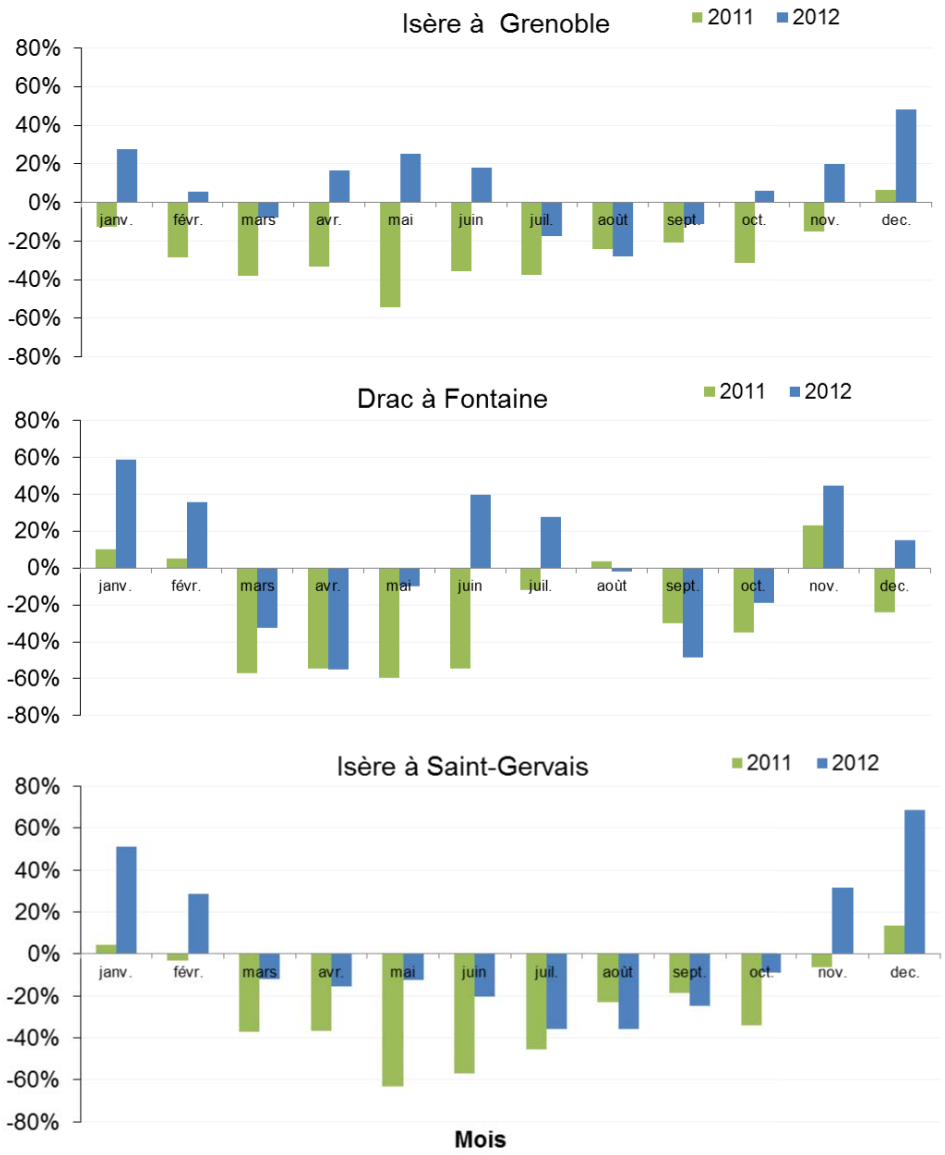


Figure 6-4 : Comparaison des écarts entre les débits médians mensuels en 2011 et 2012 et les débits interannuels aux trois stations de suivi

6.1.1.3. Echelle annuelle

En 2011, le module annuel moyen (Qa) de l'Isère à Grenoble est de 126 $m^3.s^{-1}$, ce qui est inférieur au Qinterannuel de 178 $m^3.s^{-1}$ et les débits ont fluctué entre 43 et 451 $m^3.s^{-1}$ (Tableau 6-1). Le (Qa) du Drac est de 68 $m^3.s^{-1}$, ce qui est également inférieur au module interannuel moyen (Qinterannuel) de 97 $m^3.s^{-1}$ et les débits ont varié de 14 à 249 $m^3.s^{-1}$ (Tableau 6-1). A l'aval de Grenoble, le Qa de l'Isère est de 204 $m^3.s^{-1}$, également inférieur au Qinterannuel de 308 $m^3.s^{-1}$ et les débits extrêmes sont de 78 et 614 $m^3.s^{-1}$ (Tableau 6-1). Le ratio de l'écart entre les Qa et les Qinterannuel sur Qa (Figure 6-5) indique que 2011 est une année hydrologique sèche sur l'Isère et sur le Drac avec un débit écoulé inférieur d'environ 30 % au débit moyen interannuel.

En 2012, le module annuel moyen (Qa) du Drac est de 98 $m^3.s^{-1}$, et les Qa de l'Isère à l'amont et à l'aval de Grenoble sont de 195 $m^3.s^{-1}$ et 288 $m^3.s^{-1}$, soit des valeurs très proches des Qinterannuel (Tableau 6-1). Les débits varient entre 17 et 357 $m^3.s^{-1}$ sur le Drac, entre 66 et 520 $m^3.s^{-1}$ sur l'Isère à Grenoble et entre 91 et 735 $m^3.s^{-1}$ à l'aval de Grenoble (Tableau 6-1). En 2012, le débit écoulé sur les 3 sous bassins est compris entre -6 et +9 % du débit interannuel, classant ainsi l'année 2012 comme une année hydrologique moyenne (Figure 6-5).

Tableau 6-1 : Débits instantanés minimum et maximum et moyens annuels 2011 et 2012 aux trois stations de suivi et débits moyens interannuels

Stations	Isère Grenoble		Drac à Fontaine		Isère à Saint-Gervais	
Débits ($m^3.s^{-1}$)	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Instantané minimum	43	66	14	17	78	91
Instantané maximum	451	520	249	357	614	735
Qa moyen	126	195	68	98	204	288
Q Interannuel	178	178	97	97	308	308

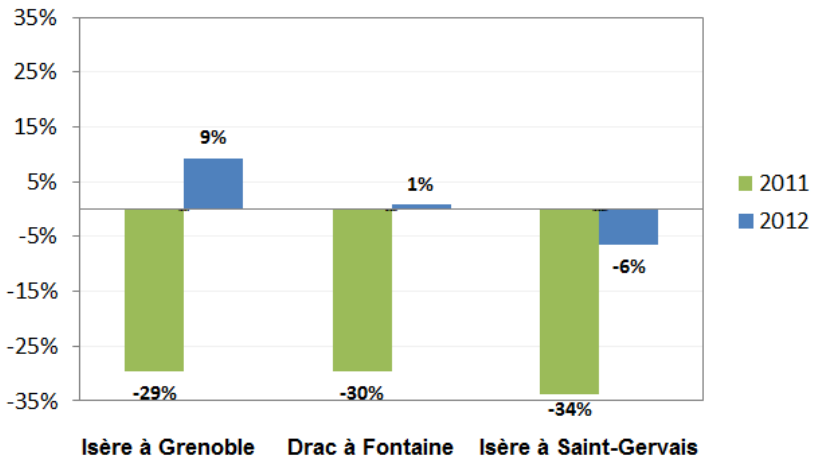


Figure 6-5 : Conditions hydrologiques annuelles aux stations de mesures durant la période de prélèvement (comparaison des débits annuels Qa et Qinterannuel, données banque hydro)

6.1.2. Variation des concentrations en MES

6.1.2.1. Origine des MES

L'Arc en Maurienne est le principal affluent de l'Isère et est également son principal contributeur de MES [*Lauters et al.*, 2012; *Antoine*, 2013]. La vallée de la Maurienne est une vallée étroite fortement influencée par les apports en sédiments en provenance de l'ensemble du bassin versant, remobilisés lors des crues ou des chasses annuelles des barrages EDF [*Camenen et al.*, 2008]. L'Arc transporte de grandes quantités de sédiments fins, en particulier des marnes noires très érodables, en provenance de sous-bassins versants en rive gauche (Valloirette, Arvan, Glandon) [*Thollet et al.*, 2013]. Les petites crues sont quasiment supprimées par les aménagements hydrauliques, en revanche les fortes crues ne sont que faiblement écrêtées [*Marnezy*, 1999]

6.1.2.2. Variabilité spatiale

L'Isère est une rivière naturellement très concentrée en MES (voir. Chapitre 1), dont l'amplitude peut varier fortement durant l'année, ce qui est caractéristique des rivières de montagne sujettes à une érosion importante. Les concentrations en MES varient la moitié du temps entre 40 et 160 mg.L^{-1} et peuvent dépasser 20 g.L^{-1} lors d'événements exceptionnels telles que des laves torrentielles notamment (Figure 6-6).

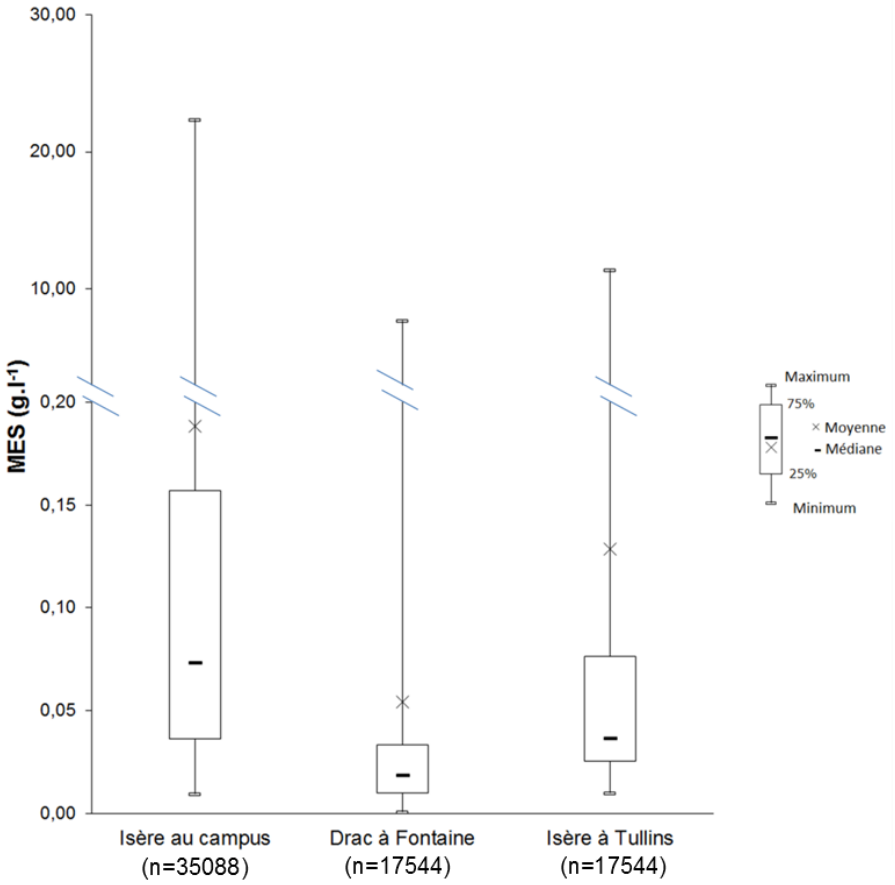


Figure 6-6 : Distribution des MES durant la période 2011-2012 sur le Drac et l'Isère à l'amont et à l'aval de la confluence avec le Drac (quantiles à 25, 75 et 50 % (médiane), les moustaches indiquent les valeurs extrêmes, et les croix la moyenne des n valeurs)

Le Drac est en revanche une rivière très faiblement chargée en MES, dont les concentrations varient 50 % du temps entre 10 et 30 $mg.L^{-1}$ et peuvent atteindre plusieurs $g.L^{-1}$ en crue (Figure 6-6).

Les concentrations en MES dans l'Isère à l'aval de l'agglomération grenobloise sont le reflet de la dilution des eaux de l'Isère par les eaux du Drac à laquelle s'ajoute l'effet de la retenue hydraulique de Saint-Egrève pouvant entrainer le dépôt ou la remobilisation d'une partie des MES de l'Isère. Les concentrations varient 50 % du temps entre 30 et 80 $mg.L^{-1}$ et ont atteint une dizaine de $g.L^{-1}$ durant la période de suivi 2011-2012. (Figure 6-6).

On remarque que les concentrations moyennes sont toutes supérieures aux quantiles 75 % en raison de la forte influence des valeurs hautes en crue.

6.1.2.3. Variabilité temporelle

a) Nombre de mesures

Les chroniques d'enregistrements de débits et de turbidité aux trois stations de suivi sont présentées ci-après (Figure 6-7). Le Drac à Fontaine et l'Isère à Veurey ont fait l'objet de 31 campagnes de mesures de MES entre avril 2011 et juillet 2012 (Figure 6-7b et Figure 6-7c). Les données de turbidité sur le Drac à Fontaine nous ont été transmises annuellement, de ce fait, il ne nous a pas été possible de réaliser un suivi spécifique des crues du Drac. En revanche, grâce à la gestion conjointe de la station Isère campus par le LTHE et EDF, nous avons eu accès en temps réel aux données de turbidité. Ainsi, par le suivi en continu et le préleveur automatique à la station Isère campus, nous avons disposé de 751 mesures de MES (Figure 6-7a) permettant de vérifier la relation MES-turbidité et de suivre l'évolution des événements particuliers en ce point. Nous nous intéresserons donc tout particulièrement au fonctionnement hydrosédimentaire de l'Isère à la station campus dans le paragraphe I.3 consacré à la description des événements de fort transport sédimentaire.

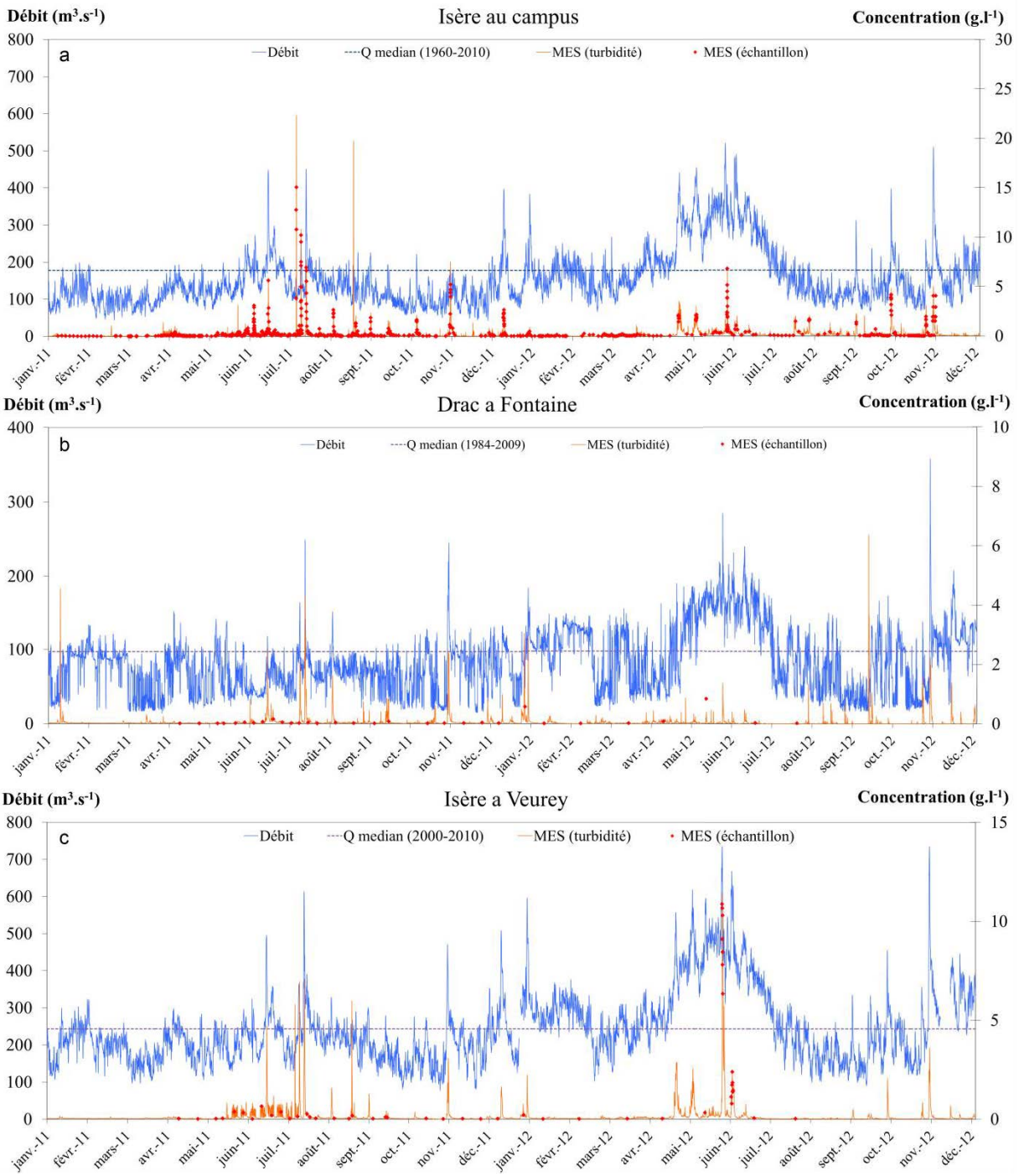


Figure 6-7 : Chroniques de débit, MES (par turbidité et prélèvements manuels analysés en laboratoire) aux trois points de suivis, a) Isère amont agglomération à la station campus, b) Drac à Fontaine, c) Isère aval agglomération

b) Concentrations moyennes et valeurs extrêmes

En 2011 et 2012, les concentrations moyennes en MES à la station Isère Campus sont de 0,18 et 0,19 $g.L^{-1}$ (Tableau 6-2). La concentration en MES maximum mesurée en 2011 s'élève à 22,4 $g.L^{-1}$ lors d'une lave torrentielle survenue en juillet (Figure 6-7a). En 2012, le

pic maximum de MES observé a été de 7 $g.L^{-1}$ pendant la chasse hydraulique de l'Arc (Figure 6-7a).

Sur le Drac à Fontaine, les concentrations moyennes en MES en 2011 et 2012 sont de 0,02 et 0,01 $g.L^{-1}$ (Tableau 6-2). Le plus fort pic de MES enregistré en 2011 est de 4,5 $g.L^{-1}$ lors d'une crue survenue en janvier. En 2012 la concentration en MES maximale enregistrée a été de 6,3 $g.L^{-1}$ en septembre 2012 (Tableau 6-2) (Figure 6-7b).

Les concentrations moyennes en MES dans l'Isère à Veurey en 2011 et 2012 sont de 0,12 et 0,14 $g.L^{-1}$ (Tableau 6-2). Le plus fort pic de MES observé en 2011 est de 7,1 $g.L^{-1}$. En 2012, la concentration maximale en MES a eu lieu lors d'une chasse hydraulique de la retenue de Saint-Egrève (Tableau 6-2), concomitante avec la chasse annuelle de l'Arc en juin (Figure 6-7c).

En dehors des événements exceptionnels, les concentrations annuelles moyennes sur le Drac et l'Isère sont très stables entre 2011 et 2012 (Tableau 6-2). Sur le Drac et l'Isère à l'aval de l'agglomération, les plus fortes concentrations en MES ont été observées en 2012 tandis qu'à la station Isère campus, les pics de MES les plus importants ont été enregistrés en 2011 lors de laves torrentielles.

Tableau 6-2 : Valeurs extrêmes et moyennes des concentrations en MES rencontrées en 2011-2012

	Drac à Fontaine		Isère campus		Isère à Saint-Gervais	
Concentrations en MES (g.l-1)	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Instantanée minimum	0,007	0,004	0,023	0,010	0,010	0,015
Moyenne	0,02	0,01	0,18	0,19	0,12	0,14
Instantanée maximum	4,5	6,3	22,4	7,0	7,1	11,4

Les variations de concentration au sein de chaque station varient de 3 à 4 ordres de grandeur entre les valeurs extrêmes et de 0,5 ordre de grandeur entre les quantiles à 25 et à 75 % (Figure 6-6). Les variations entre les trois stations sont inférieures à un ordre de grandeur, et les concentrations moyennes sont toutes supérieures aux concentrations médianes. Ces variations d'ordres de grandeur sont les même que celles observées sur le reste des affluents du Rhône, présentant également une forte variabilité [*Launay*, 2014].

c) Choix des événements de fort transport sédimentaire étudiés

Afin d'étudier les principaux événements de transport solide sur nos deux rivières d'étude, nous avons choisi de nous intéresser particulièrement aux événements de concentration en MES supérieure à 2 $g.L^{-1}$. L'identification de l'ensemble de ces événements survenus aux trois points de suivi ainsi que le positionnement des campagnes de mesures en temps de pluie sur le réseau et le milieu sont présentés ci-dessous (Figure 6-8, Figure 6-9 et Figure 6-10).

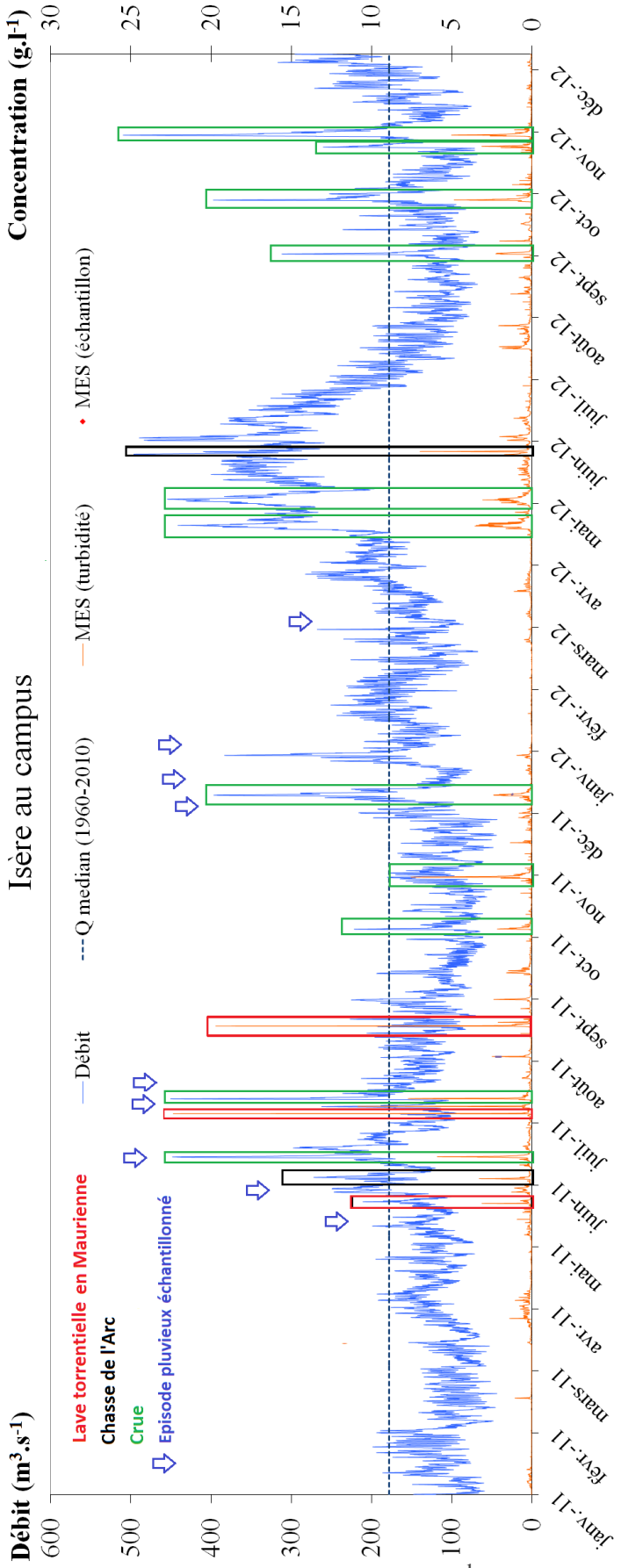


Figure 6-8 : Identification et type d'événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur l'Isère à la station campus

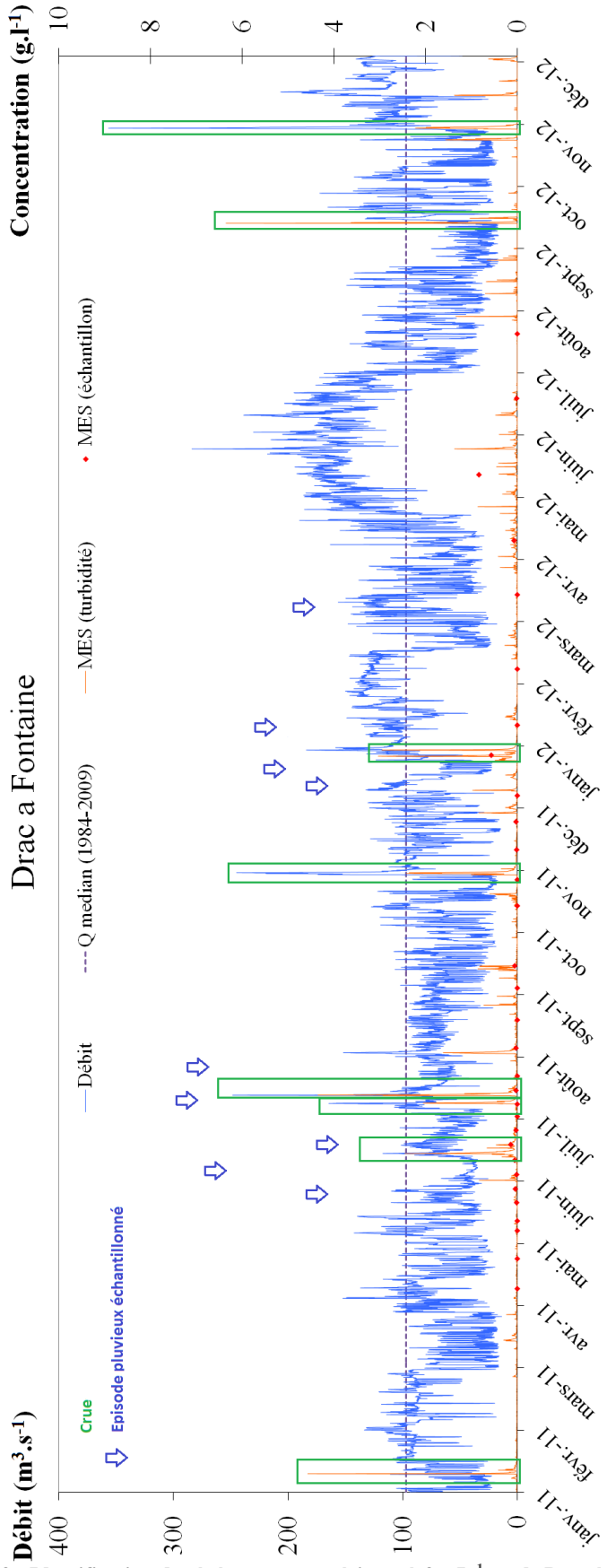


Figure 6-9 : Identification des événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur le Drac à Fontaine

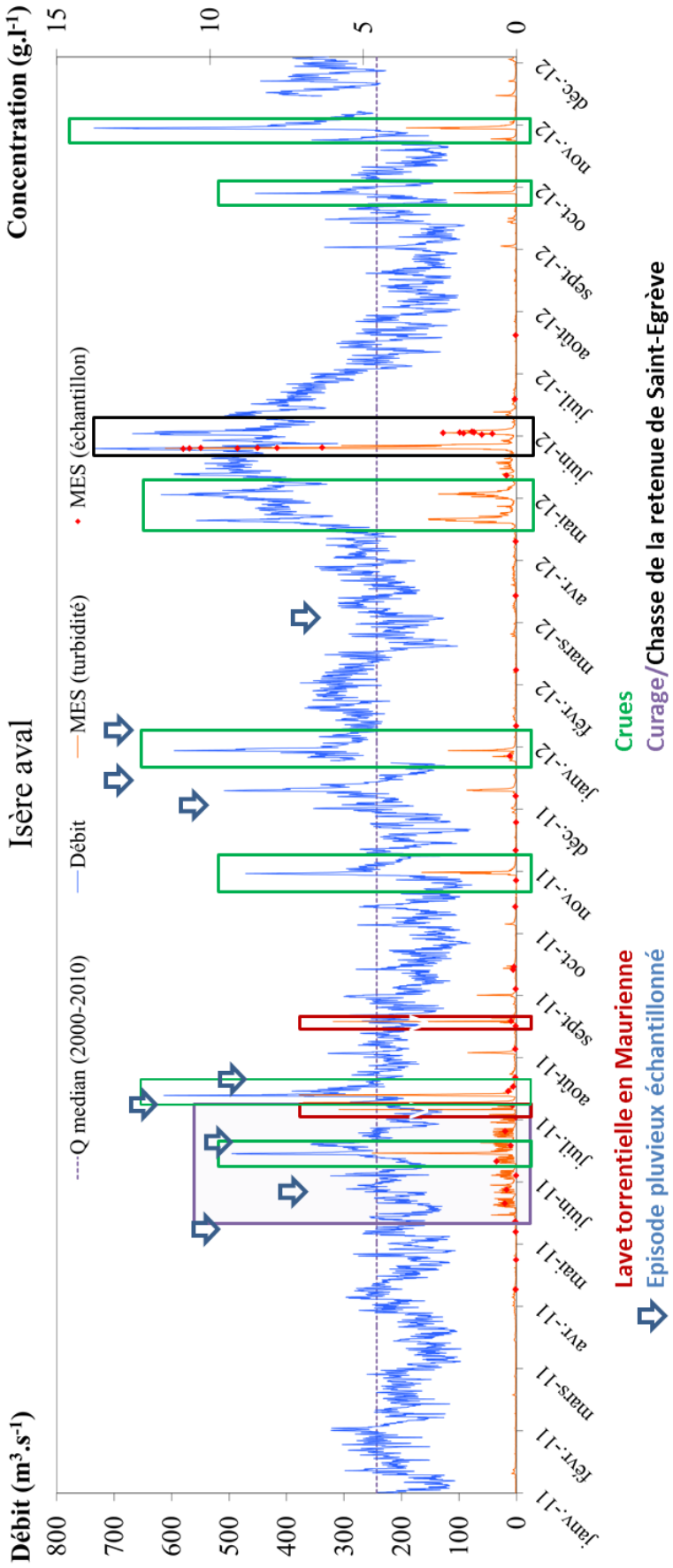


Figure 6-10 : Identification des événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur l'Isère à Tullins

Tableau 6-3 : Récapitulatif des épisodes de fort transport de MES en 2011 et 2012 (> 2 g.L^{-1}) sur l'Isère et le Drac, type et durée de l'événement, débit et MES maximums enregistrés (événements échantillonnés en bleu)

			Isère campus				Drac à Fontaine				Isère aval			
	Date	Type d'événement	Durée	Débit max ($m^3.s^{-1}$)	MES max ($g.l^{-1}$)	Flux solide (t)	Durée	Débit max ($m^3.s^{-1}$)	MES max ($g.l^{-1}$)	Flux solide (t)	Durée	Débit max ($m^3.s^{-1}$)	MES max ($g.l^{-1}$)	Flux solide (t)
2011	10/01/11	Crue d'hiver					2 j	111	5	3 540				
	26/05/11	Lave torrentielle	5h	165	3	5 844								
	07/06/11	Chasse Arc 2011	1 j	233	3	16 990								
	18/06/11	Crue de printemps	1,5 j	448	6	102 057	2 j	118	2	9 943	2 j	495	5	48 105
	10/07/11	Lave torrentielle	10h	139	22	28 133					9 h	183	6	4 906
	14/07/11	Crue d'été	1 j	262	11	51 910	2,5 j	165	2	11 363	1,75 j	364	7	33 118
	17/07/11	Crue d'été	1,5 j	451	8	94 313	2 j	249	4	28 210	2 j	614	7	86 988
	23/08/11	Lave torrentielle	12 h	156	20	33 831					12 h	269	6	11 272
	11/10/11	Crue d'automne	1,5 j	222	2	16 747								
	05/11/11	Crue d'automne	1,5 j	181	8	45 327	3 j	244	2	29 756	2,25 j	471	3	32 026
	17/12/11	Crue d'automne	1,5 j	397	2	55 797								
2012	02/01/12	Crue d'hiver					1 j	105	3	6 436				
	05/01/12	Crue d'hiver					1 j	184	3	11 132	2 j	595	2	25 485
	28/04/12	Crue de printemps	3,25 j	442	4	164 304					4 j	557	3	100 587
	11/05/12	Crue de printemps	1,25 j	455	3	75 727					2 j	618	3	63 597
	05/06/12	Chasse Saint-Egrève									2 j	735	11	212 812
	06/06/12	Chasse Arc 2012	1 ,5 j	410	7	69 495					1 j	512	6	69 646
	12/06/12	Chasse Saint-Egrève									4,5 j	668	2	85 402
	12/09/12	Crue d'été	1 j	490	2	53 351								
	24/09/12	Crue d'automne					1 j	82	6	8 183				
	09/10/12	Crue d'automne	1,5 j	397	5	73 432					1,5 j	455	2	16 474
	05/11/12	Crue d'automne	1,5 j	260	3	26 420								
	10/11/12	Crue d'automne	1,75 j	510	5	116 658	2 j	357	2	2 771	3 j	735	4	2 228

A la station campus, dix événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ ont été enregistrés sur l'Isère en 2011 et sept en 2012 (Figure 6-8). La quasi-totalité de ces événements a pu être échantillonnée en vue d'étudier la variabilité intra-événementielle de ces épisodes et de réaliser des mesures de COP et d'ETM particulaires (Tableau 6-3). En 2011, cinq épisodes de crues ont dépassé les 2 $g.L^{-1}$ sur le Drac tandis qu'en 2012, quatre événements ont été supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ (Figure 6-9), soit neuf événements sur la totalité de la période d'étude (Tableau 6-3). A l'aval de l'agglomération, six épisodes de crues supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ de MES ont été enregistré sur l'Isère à Tullins tandis qu'en 2012, huit événements ont dépassé 2 $g.L^{-1}$ (Figure 6-10) (Tableau 6-3). L'observation d'événements où le flux à l'aval de l'agglomération est inférieur à celui vu à l'amont s'explique principalement par la présence de la retenue de Saint-Egrève entre l'amont et l'aval.

Afin de mettre en évidence les processus en jeu lors de ces épisodes de fort transport de sédiment, nous allons maintenant nous intéresser aux différences intra évènements.

6.1.3. Description des événements de fort transport sédimentaire

Nous évoquerons dans un premier temps les différents types de crues naturelles et les laves torrentielles avant de détailler les événements artificiels tels que les chasses hydrauliques et curages. Les pluies présentées ici sont la moyenne des 8 pluviomètres de l'agglomération gérés par la régie et représentent donc la précipitation moyenne sur l'agglomération uniquement. Les chroniques de débit et de MES sont celles enregistrées à la station Isère campus.

6.1.3.1. Crues naturelles

a) Crues de fonte nivale

La fusion nivale constitue un processus important sur le bassin de l'Isère [*Mano*, 2008]. La fonte progressive du stock de neige accumulé pendant l'hiver soutient les débits d'avril à septembre et atteint son effet maximum aux mois de mai, juin et juillet, lorsque les températures augmentent et que le stock neigeux fond. Les crues surviennent souvent suite à un épisode pluvieux important, entrainant un apport de matière solide qui accompagne un débit liquide déjà soutenu par la fonte des neiges.

Les cycles journaliers de fusion nivale sont difficiles à distinguer dans les chroniques [*Mano*, 2008]. D'une part le cycle naturel est modifié par les nombreux ouvrages hydrauliques et notamment les deux dérivations Isère/Drac et Drac/Isère (voir Chapitre 1, paragraphe hydrologie). D'autre part, les nombreux massifs montagneux le long du réseau hydrographique de l'Isère (Belledonne, Vanoise, Beaufortin, Maurienne, Mont Cenis) contribuent chacun au débit de l'Isère à Grenoble rendant difficile la distinction des cycles de fusion nivale.

En 2012, deux crues non accompagnées d'épisodes pluvieux importants sur l'agglomération ont été observées en avril et mai (Figure 6-11). Ces événements sont caractérisés par des concentrations ne dépassant pas 3 $g.L^{-1}$ mais qui s'étalent sur plusieurs

jours (Figure 6-11) et participent donc à un fort transport de MES sur l'année (Tableau 6-3). En effet, environ 164 000 t et 75 000 t de MES ont transité respectivement à la station Isère campus pendant ces crues, ce qui représente les premier et troisième événements de plus fort transport sédimentaire en 2012. Ne disposant pas des données de pluviométrie et de température sur l'ensemble du bassin versant de l'Isère, ces crues peuvent toutefois être attribuées aussi bien à la fonte des neiges qu'à des pluies plus à l'amont sur le bassin de l'Isère.

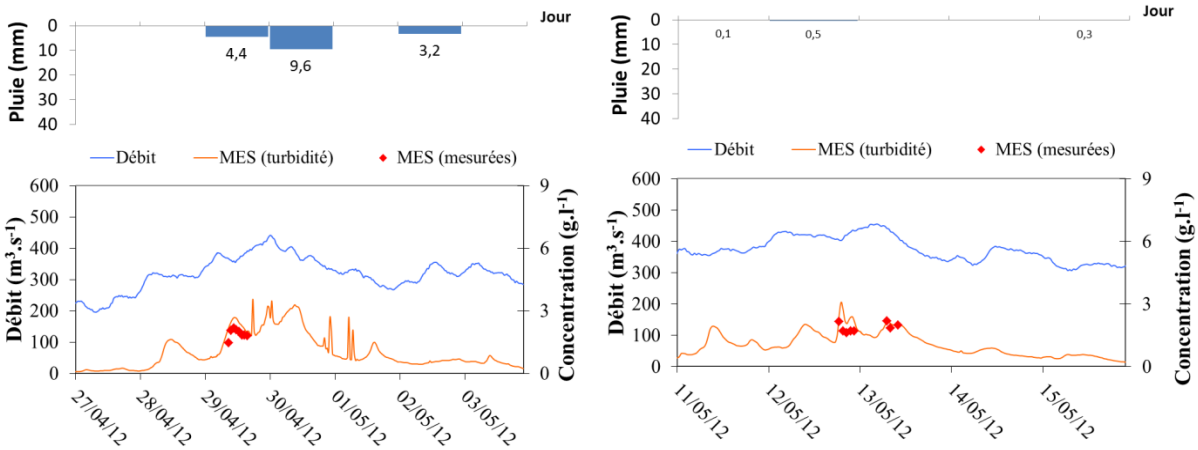


Figure 6-11 : Episodes de transport de MES à la station Isère campus dus à la fonte des neiges sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération)

b) Crues d'automne

Les crues observées durant l'automne sont souvent dues à des épisodes pluvieux longs ou intenses. Elles n'entrainent généralement pas de forts pics de concentrations en MES mais sont accompagnées de débits soutenus et peuvent donc transporter une part importante du flux annuel de MES comme ce fut le cas en 2012. La crue du 9 octobre fait suite à plusieurs jours de pluies faibles provoquant une augmentation du débit de moins de 200 $m^3.s^{-1}$ à 400 $m^3.s^{-1}$ associé à un pic de MES de 4 $g.L^{-1}$ (Figure 6-12) et a transité environ 73 000 t de MES, ce qui représente le quatrième plus gros événement de l'année en terme de flux de MES (Tableau 6-3). La crue du 11 novembre 2012 survient après un fort épisode pluvieux de près de 35 mm le 10 novembre (Figure 6-12). Le débit dépasse 500 $m^3.s^{-1}$ au pic de la crue et est accompagné d'un pic de MES de 5 $g.L^{-1}$. La quantité de MES passant à la station Isère Campus est de 116 000 t, ce qui constitue le deuxième plus gros événement de fort transit sédimentaire l'année 2012 (Tableau 6-3).

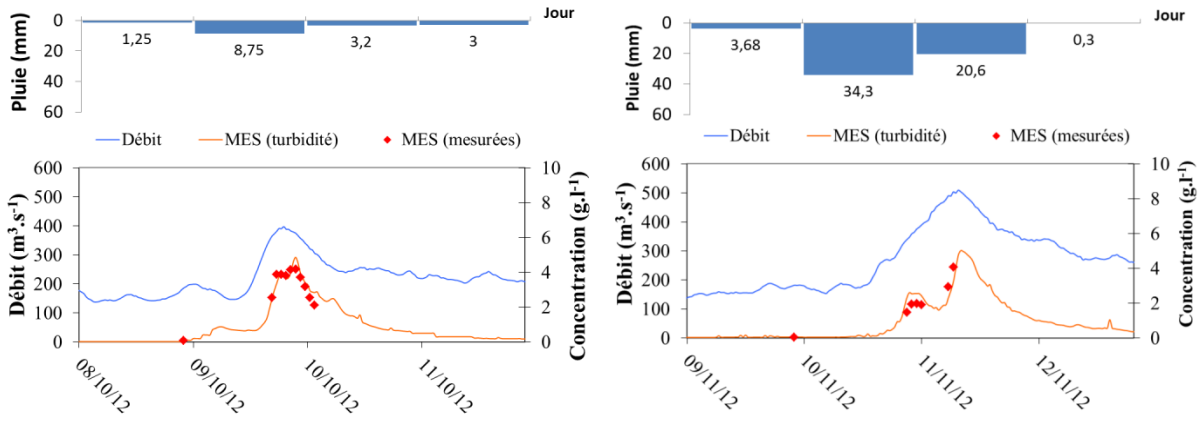


Figure 6-12 : Episodes de fort transport en suspension liés à des crues d'automne sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération)

c) Laves torrentielles

Les laves torrentielles sont composées d'un mélange d'eau saturée en sédiments fins, de roches et de détritus associés qui s'écoule dans le lit des torrents après de longues et/ou fortes pluies [*Kappes et al.*, 2011]. Les laves torrentielles sont des événements caractéristiques des bassins versants de montagne et sont très localisées. Compte tenu des quantités importantes de sédiments pouvant être transportées lors des laves torrentielles, la prise en compte de ces épisodes pour l'étude et le calcul de flux de MES sur le bassin versant de l'Isère est indispensable. En effet, ces événements apportent de grandes quantités de MES principalement en provenance de la Maurienne, qui se déposent dans l'Arc et tout le long de l'Isère et peuvent être remobilisés lors des épisodes de fort débits suivants. Trois laves torrentielles ont été observées en 2011.

La première lave a été observée le 26 mai 2011 à la station campus où les MES ont atteint 3 $g.L^{-1}$ puis sont redescendues très rapidement (moins de 5h) sans augmentation nette du débit. L'occurrence de ce pic de MES décorrélé du débit ainsi que la rapidité de l'événement par rapport à la durée moyenne des événements sur l'Isère (de l'ordre de 32h ; (Mano 2008); Tableau 6-3) laisse penser qu'il peut s'agir d'une crue torrentielle. Enfin, l'enregistrement sur l'Arc à Chamousset, soit juste en amont de la confluence avec l'Isère, d'un pic de MES de 9 $g.L^{-1}$ semble confirmer l'hypothèse d'une lave torrentielle sur un des torrents de la Maurienne situé entre les points A1 et A7 (Figure 6-14) où le pic n'est pas visible (communication personnelle, Antoine 2013).

La seconde a eu lieu le 10 juillet 2011 et a entrainé un pic de turbidité supérieur à 20 $g.L^{-1}$ (Figure 6-13), ce qui constitue le plus important pic de turbidité mesuré durant notre période d'étude. Cet épisode a pu être identifié par une photo prise et répertoriée sur son site internet[5] par Alexandre Modesto, amateur de laves torrentielles en Maurienne. La lave torrentielle est survenue dans la soirée du 9 juillet sur le torrent du Claret qui se déverse dans l'Arc au niveau de Saint Julien Mont-Denis.

[5] (http://b0op.com/blog/)

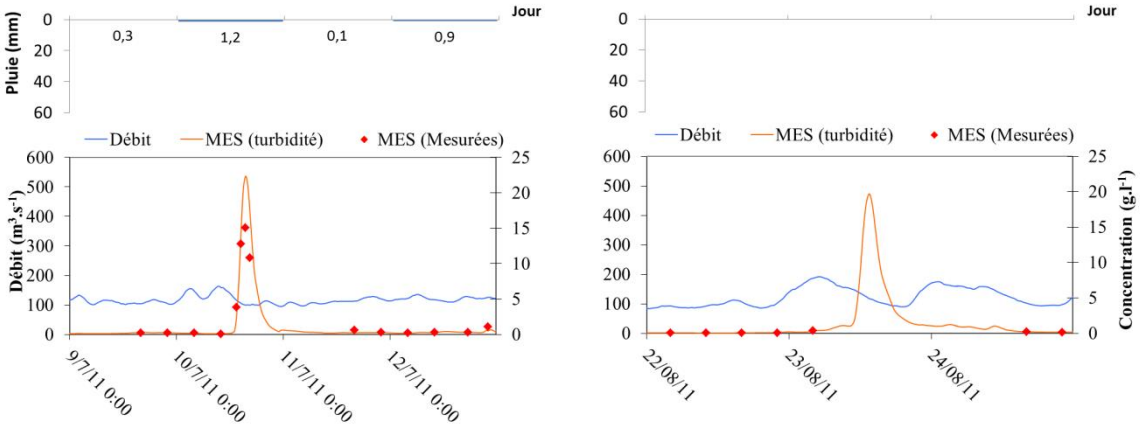


Figure 6-13 : Episodes de fort transport en suspension liés à des laves torrentielles sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération)

Le troisième épisode s'est déroulé le 23 août 2011 et a été également identifié grâce à une vidéo réalisée par Alexandre Modesto. Celle-ci a débuté le 22 août en début de soirée dans le ravin de Saint-Julien qui se déverse dans l'Arc à Saint Julien Mont-Denis en Maurienne et a entrainé un pic de turbidité enregistré le lendemain midi à Grenoble de près de 20 $g.L^{-1}$ (Figure 6-13). Cet épisode n'a pas pu être échantillonné en raison d'un problème de réapprovisionnement des flacons de l'Isco.

Ces trois épisodes de quelques heures ont entrainé les flux respectifs de 6 000, 28 000 et 34 000 t de MES en quelques heures et sont susceptibles d'entrainer un effet de choc sur le milieu. Ces épisodes représentent pour les laves survenues en juillet et aout plus de sédiments que ce qui a transité durant la chasse de l'Arc 2011 (Tableau 6-3).

6.1.3.2. Chasses hydrauliques

Afin de maintenir le volume de stockage des retenues et vérifier le bon fonctionnement des vannes, des chasses hydrauliques sont réalisées une à plusieurs fois par an sur les retenues, lors de crues naturelles.

a) Chasse de l'Arc

Les chasses hydrauliques annuelles de l'Arc ont fait l'objet de suivis détaillés de débits et de concentrations en MES depuis 2006 par Irstea, EDF et le LTHE en plusieurs points sur le Drac et l'Isère (Figure 6-14). Un travail de thèse a été consacré à l'analyse spatiale et temporelle de la propagation des flux de MES lors des chasses de l'Arc [*Antoine*, 2013]. Ces travaux de thèse ont montré que les signaux de concentrations en MES se propagent à une vitesse inférieure à celle des débits (respectivement 2 $m.s^{-1}$ et 3 $m.s^{-1}$ en moyenne). Cet écart entraine donc des phénomènes de dépôts et de reprises de sédiments. Il a été observé que la quantité de sédiments mesurée au niveau de la station campus lors des chasses de l'Arc était toujours supérieure ou égale à celle mesurée en sortie de barrage de l'Arc [*Antoine*, 2013]. Ces résultats indiquent donc une tendance à l'érosion le long du tronçon Arc-Isère à Grenoble, avec néanmoins de fortes disparités locales observées.

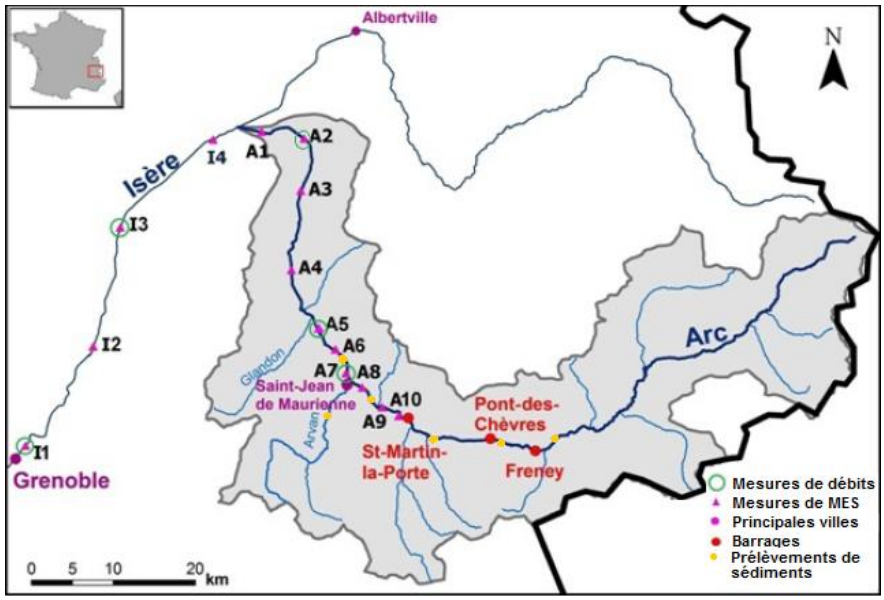


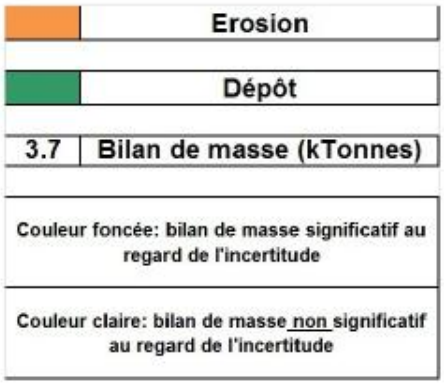
Figure 6-14 : Localisation des sites de mesures sur l'Arc et l'Isère lors de la chasse de l'Arc 2012 (Source Irstea: modifiée d'après [*Antoine*, 2013])

En effet, de nombreuses zones de dépôts et de reprises ont été identifiées et ont permis d'établir une carte de la distribution spatiale des zones de dépôt et d'érosion (Tableau 6-4). Cette distribution spatiale montre que ces zones évoluent dans le temps principalement selon les modifications géomorphologiques majeures occasionnées par des événements intenses de crues, indépendamment des masses transitées lors des chasses de barrage [*Antoine*, 2013]. Les chasses interviennent plutôt dans la remobilisation et le transfert de sédiments issus d'événements de crues le long de l'Arc et de l'Isère. A l'échelle annuelle, l'impact des chasses hydrauliques sur les flux de MES de l'Isère à Grenoble parait limité (<3% du flux annuel en 2006 et 2007) [*Némery et al.*, 2013], cependant, l'impact en terme de flux d'éléments traces métalliques n'a jamais été étudié, c'est pourquoi nous nous sommes intéressés à ces événements.

En 2011, nous avons suivi la chasse hydraulique de l'Arc depuis le pont de l'Ile d'Amour situé à l'amont direct de la station Isère campus (Point I1 Figure 6-14). La mesure des MES, du carbone organique et des ETM sur phase dissoute et particulaire a été réalisée au pas de temps horaire de 18h le 07/07/11 à 6h du matin le lendemain. Le pic de crue de 230 $m^3.s^{-1}$ a été atteint vers 22h, tandis que le pic de MES de 3,6 $g.L^{-1}$ a été observé à Grenoble à 1h du matin alors que le débit de l'Isère était déjà redescendu à 180 $m^3.s^{-1}$ (Figure 6-16). Sur l'ensemble de l'événement, près de 17 000 t de MES ont transité dans l'Isère à la station campus (Tableau 6-3), ce qui représente le huitième événement de plus fort transport sédimentaire parmi les douze événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ observés en 2011.

Tableau 6-4 : Distributions spatiale et temporelle des bilans de masse de sédiments sur l'ensemble des chasses de l'Arc depuis 2006 [*Antoine*, 2013]

Site de mesure	pK (km)	2006	2007	CRUE MAI 2008	2009	CRUE MAI 2010	2010	2011	2012
A10	-50.4								
A9	-48.5		4.8		4.7		7.2	3.5	5.9
A8	-44.7	-2.9	4.8						
A7	-40	7.8	0.8		-7.9		-11.1	-3.3	
A6	-37.9	19.1	1.4		3.3		7.0	4.5	-9.1
A5	-33.1	-24.5	-5.1		1.5		1.4	0.2	
A4	-23.4	-0.1	3.3		-4.2		-1.7	-0.2	4.8
A3	-12.2		3.1		-0.1		1.9	2.1	
A2	-9.2		13.9		-0.5		-0.8	7.4	18.7
A1	-0.3	-1.7			-1.0				-6.3
I4	3.6		3.3		4.4		0.6	-11.3	13.3
I3	13.8						24.8	3.5	-10.8
I2	26.8	19.3					-11.8	-1.3	
I1	63.1								



En 2012, afin d'étudier l'évolution du carbone et les concentrations en métaux contenus dans les sédiments de l'Arc, nous avons suivi la chasse sur l'Isère à la station Grenoble campus et sur l'Arc au point A5 (Figure 6-14) situé à l'aval des trois retenues faisant l'objet de chasses. Une campagne de prélèvement de sédiments déposés sur les berges de l'Arc a été réalisée la veille de la chasse afin d'estimer les concentrations en métaux et carbone potentiellement remobilisables. Nous avons prélevé en 6 sites répartis à l'amont de la première retenue, entre chaque retenue, sur l'Arvan (principal contributeur de MES de l'Arc) et sur l'Arc après la confluence avec l'Arvan (Figure 6-14).

La chasse a débuté à l'aube le 5 juin, l'effet est visible dès 10h à l'aval du dernier barrage, au point A10, où la concentration en MES a atteint près de 42 $g.L^{-1}$ (Figure 6-15). Le pic de MES est ensuite atténué avec l'arrivée des eaux de l'Arvan en A5, puis à l'aval du Glandon en A1. Ce mois de juin 2012, suite aux pluies survenues les jours précédant la chasse, l'Isère était en décrue au moment du passage du pic de MES issu de l'Arc (Figure 6-16). On observe tout de même un pic de MES de 7 $g.L^{-1}$ et une montée du débit jusqu'à près de 400 $m^3.s^{-1}$, entrainant un flux de sédiments d'environ 70 000 t à la station

Isère campus (point I1), ce qui en fait le cinquième événement de plus fort transport sédimentaire parmi les sept événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ en 2012.

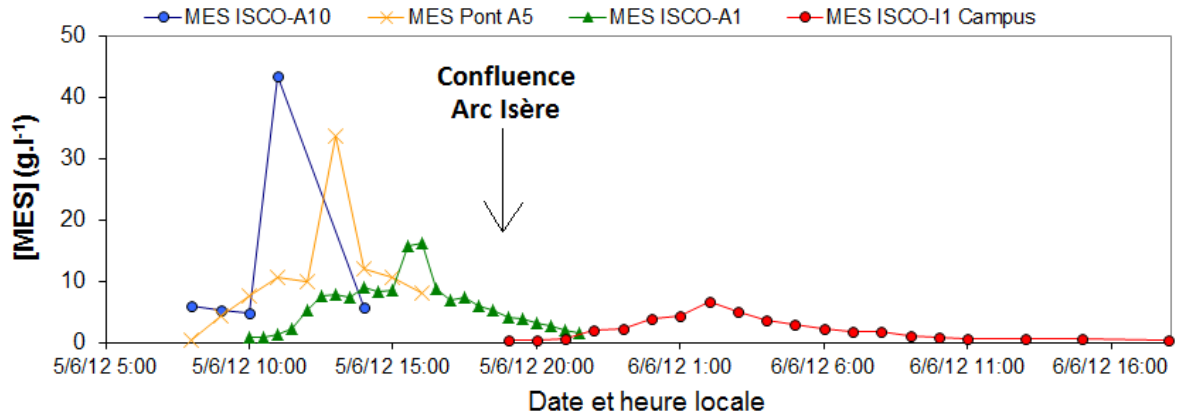


Figure 6-15 : Propagation des MES lors de la chasse hydraulique 2012 depuis le barrage de St Martin la Porte le plus aval sur l'Arc jusqu'à la station campus sur l'Isère

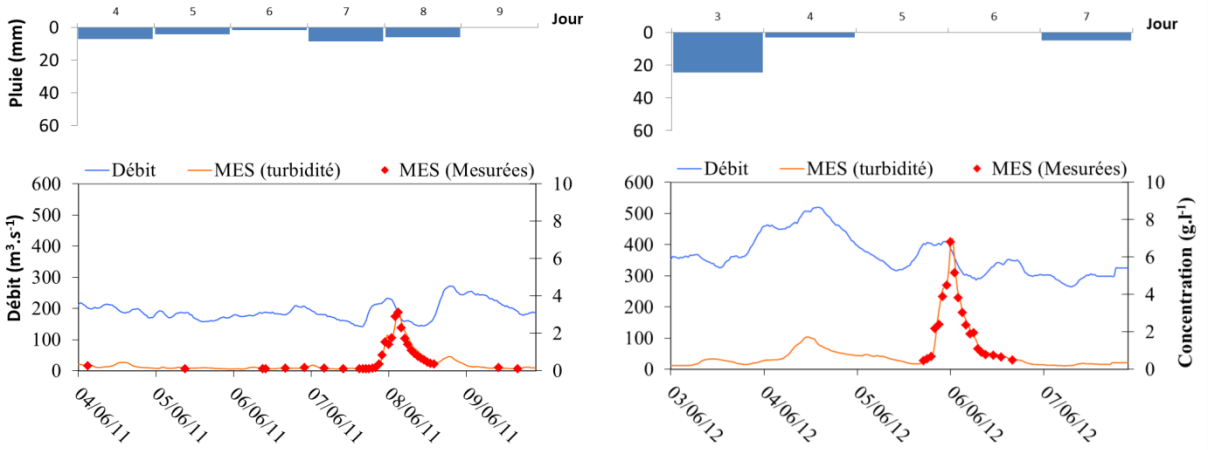


Figure 6-16 : Chroniques de débits et de MES à la station campus lors des chasses hydrauliques de l'Arc 2011 et 2012 (Précipitation moyenne sur l'agglomération)

b) Chasses et curage de la retenue de Saint-Egrève

EDF a réalisé un curage de la retenue de Saint-Egrève entre le 18 mai et le 13 juillet 2011 afin de limiter l'exhaussement des bancs végétalisés qui s'étaient formés depuis sa construction en 1992 et faciliter les écoulements à proximité des vannes. Nous avons augmenté notre fréquence d'échantillonnage au pas de temps hebdomadaire durant la totalité du curage du fait de son impact potentiel sur les conditions en aval de la retenue (Figure 6-17).

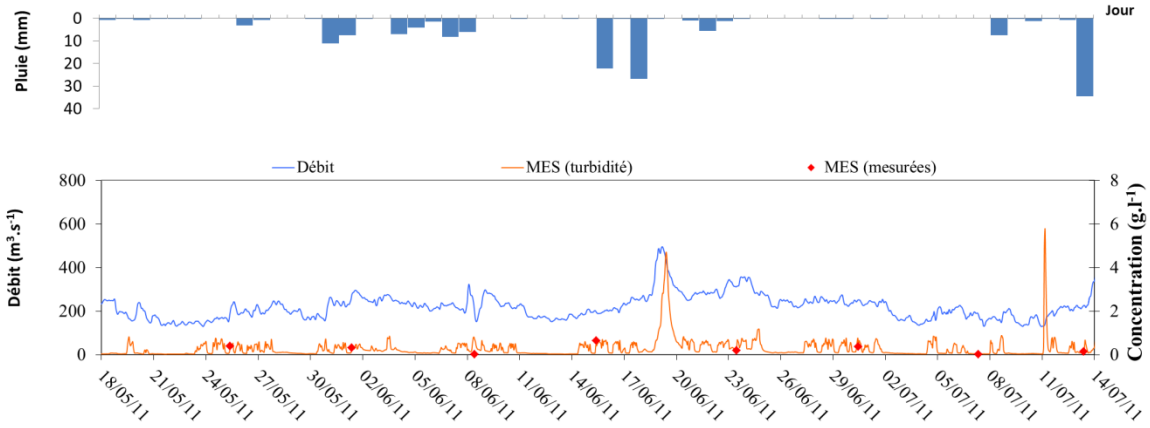


Figure 6-17 : Chronique du débit à Saint-Gervais et des MES à Tullins durant le curage de la retenue de Saint-Egrève de mi-mai à fin juillet 2011 (Précipitation moyenne sur l'agglomération)

Pendant la durée du curage, une limite de +500 mg.L^{-1} sur la concentration en MES moyenne sur une demi-journée par rapport à la station de référence amont (Pont de la porte de France ou Isère campus) ne devait pas être dépassée. De plus, les seuils de 3 g.L^{-1} moyennés pendant 4h et de 1 g.L^{-1} pendant 8h consécutives (plus de cinq fois pendant la période du curage) ne devaient pas être dépassés à la station aval de Veurey [*EDF*, 2011]. Les écarts moyens sur une demi-journée n'ont pas dépassé la limite fixée de 0,5 g.L^{-1}. A l'échelle horaire, quelques écarts sont supérieurs à +0,5 g.L^{-1} et on observe des écarts supérieurs à 1 g.L^{-1} suite à la crue du 18 juin durant laquelle le niveau de cote de la retenue a été abaissé et lors de la lave torrentielle du 10 juillet (Figure 6-18). Lors de ces événements, on observe d'abord des écarts négatifs, témoignant du dépôt d'une quantité importante de MES (écarts respectifs de -5 et -20 g.L^{-1}), puis des écarts positifs indiquant la remobilisation rapide d'une partie des MES, probablement lié à l'abaissement de la cote pour l'événement du 18 juin. Ces dépassements ne sont pas liés au curage mais à la gestion de la retenue sur des périodes d'apports importants de MES. Durant la totalité du curage, plus de 513 000 t de MES sont passés à Tullins (Isère aval de Grenoble) dont 10 % lors de la crue du 18 juin et la lave torrentielle du 10 juillet. Environ 120 000 m^3 ont été curés par l'opération (Communication personnelle EDF).

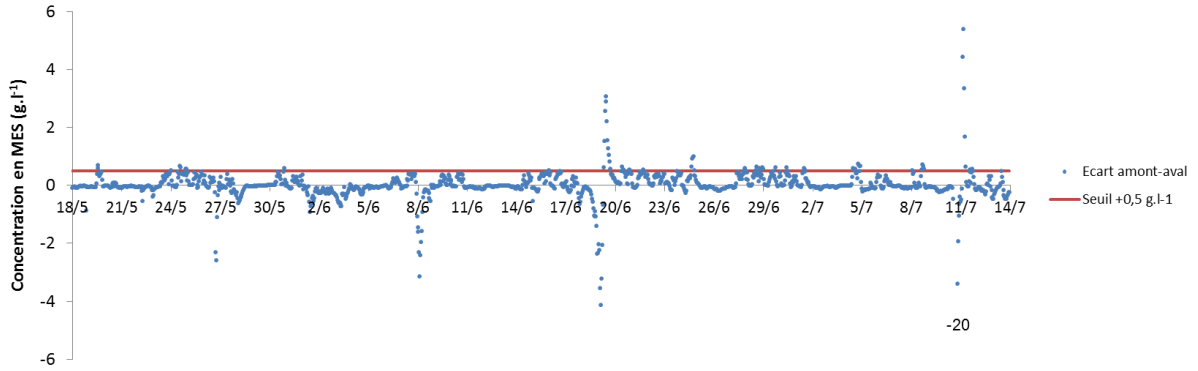


Figure 6-18 : Ecart entre les concentrations en MES horaires à la station Isère campus et à Tullins pendant le curage de la retenue de Saint-Egrève

Le niveau de la cote de la retenue a également été abaissé lors de crues sur la Vence les 17-18 juillet et 20 juillet, et sur l'Isère et le Drac le 5 novembre 2011 (Tableau 6-3) (Source EDF).

En 2012, deux chasses se sont déroulées les 4-5 et 12-13 juin, entrainant le plus fort pic de MES observé durant l'année à Tullins (Figure 6-19) autour de 11 $g.L^{-1}$ le 4 juin. Les flux respectifs de MES transités lors de ces deux chasses sont de 213 000 et 84 000 t de MES, soit les premier et troisième plus importants événements de transport solide observés à Veurey en 2012 (Tableau 6-3). Un quart des flux passés à Veurey provenait de l'amont le 4 juin, et la moitié les 12-13 juin.

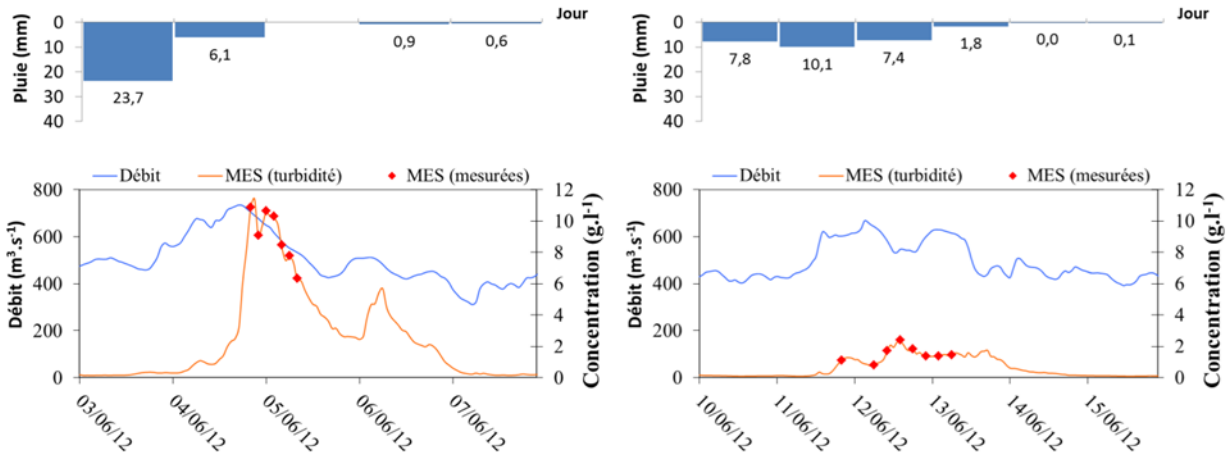


Figure 6-19 : Chroniques du débit à Saint-Gervais et des MES à Tullins lors des chasses hydrauliques de la retenue de Saint-Egrève en juin 2012

6.1.3.3. Relations débit-concentrations à l'échelle de l'événement

Le rôle des relations débits-concentrations dans la compréhension des sources de sédiments à l'échelle événementielle a été rappelé au Chapitre 1 (paragraphe I.1.2). Sur l'ensemble des événements majeurs survenus en 2011 et 2012 à la station Isère Campus, seules des boucles hystérésis anti-horaires ont été observées à l'exception d'un événement mixte le 10/11/12 (Figure 6-20 et Annexe G). Ceci témoigne de l'éloignement des sources de production de sédiments situées en amont du bassin de l'Isère à Grenoble. En effet, les précipitations sont souvent plus intenses en altitude en raison de l'effet orographique [*Rotunno and Ferretti*, 2003]. De plus les pentes sont plus fortes et la couverture végétale généralement plus faible, ce qui facilite l'érosion.

Parmi les neuf événements de crues observés sur le Drac à Fontaine, la majorité (sept) forme des boucles anti-horaires (Figure 6-21 et Annexe H). On observe tout de même deux événements mixtes (18/06/11 et 24/09/12) durant lesquels une partie de la crue forme une boucle horaire, témoignant donc d'une source proche de sédiments et une partie est anti-horaire (Figure 6-21). En effet, la principale source de sédiments du Drac est constituée par les apports de la Romanche et de la Gresse, affluent proche de Fontaine.

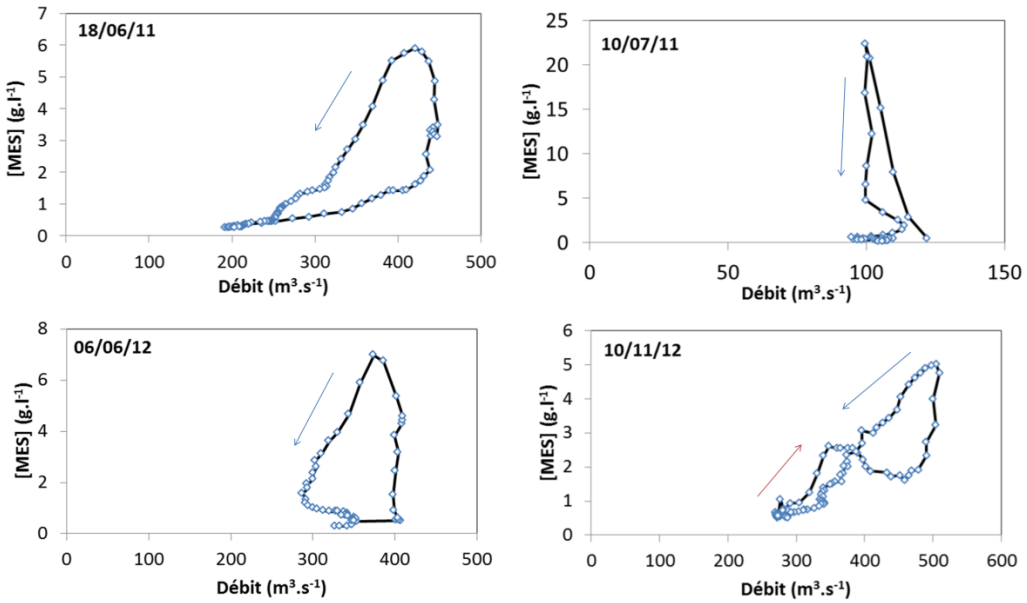


Figure 6-20 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur l'Isère à la station campus

Deux tiers des crues observées sur l'Isère à Tullins ont des relations débit-MES anti-horaires (Figure 6-22 et Annexe I). Parmi les treize événements observés, quatre forment des boucles horaires illustrant bien les phénomènes de dépôt-reprise entre les événements. La crue du 05/01/12 en fait partie, et survient 3 jours après une crue anti-horaire survenue sur le Drac (Tableau 6-3). Les laves torrentielles du 10/07/11 et du 23/08/11 forment également des boucles horaires, témoignant ainsi de la probable remobilisation de sédiments déposés lors des crues du 18/06/11 et 14-17/07/11 précédant les laves (Figure 6-10 et Tableau 6-3). La crue horaire du 11/05/12 a également pu entrainer la remobilisation de sédiments déposés lors de la décrue du 28/04/12, de boucle anti-horaire (Figure 6-10 et Tableau 6-3).

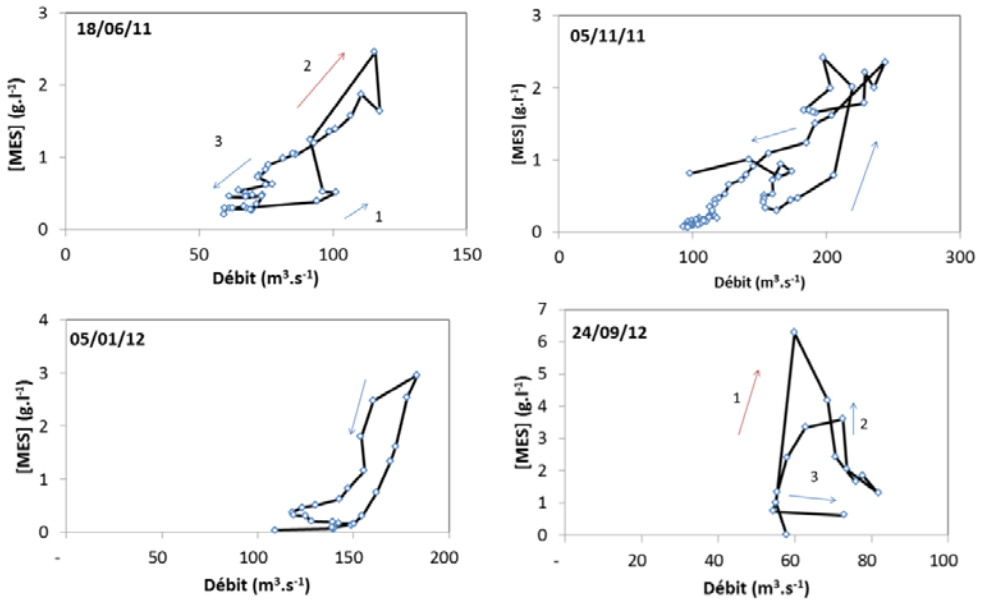


Figure 6-21 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur le Drac à Fontaine

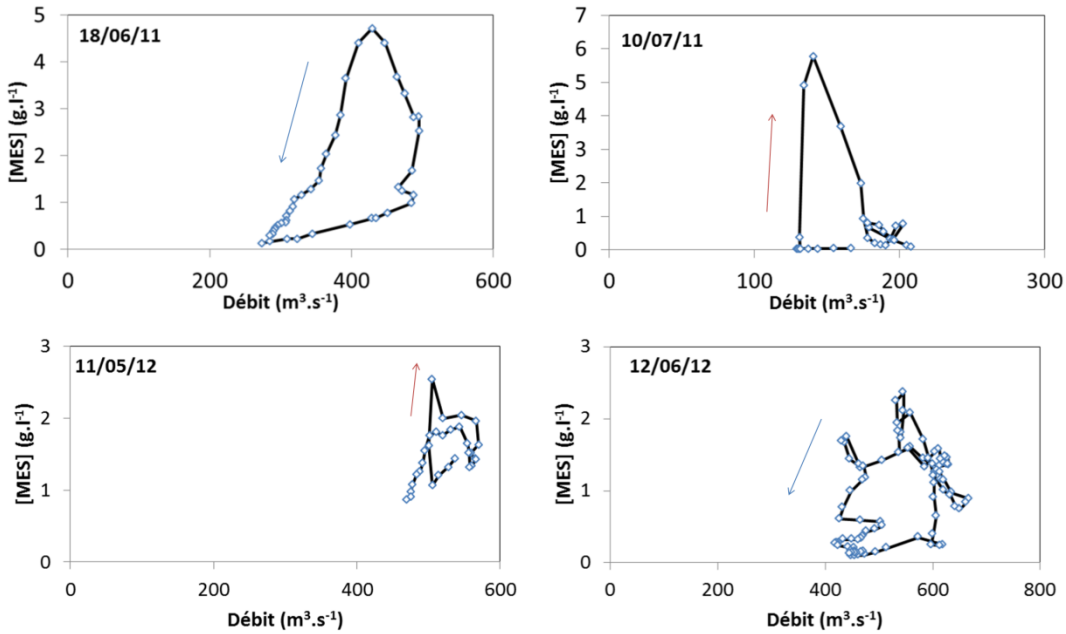


Figure 6-22 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur l'Isère à Tullins

L'étude des épisodes de fort transport sédimentaire a permis de mettre en évidence la variabilité des concentrations et des flux de sédiments à l'échelle événementielle, nous allons maintenant nous intéresser à la variabilité des flux de sédiments à des échelles de temps plus longues.

6.1.4. Variabilité des flux de MES

6.1.4.1. Variabilité journalière

Les flux horaires et journaliers (calculés en sommant les flux horaire ou demi horaires) varient entre plusieurs ordres de grandeur, pouvant atteindre près de 4000 t en une heure sur l'Isère au campus et plus de 10 000 $t.h^{-1}$ sur l'Isère à l'aval (Tableau 6-5). Ces valeurs peuvent ainsi engendrer des flux journaliers variant entre 90 et 95 739 t de sédiments à la station campus et jusqu'à 263 000 t de MES à l'aval. Sur le Drac, ces valeurs sont beaucoup plus faibles mais restent très variables avec des flux horaires compris entre 0,4 et 1120 $t.h^{-1}$ et des flux journaliers variant entre 1 et 26 884 $t.j^{-1}$.

Tableau 6-5 : Valeurs extrêmes rencontrées durant la période de mesure sur nos trois points de suivi

	Isère campus	Drac	Isère aval
flux horaire (kg/s)			
min	0,648	0,117	0,220
moy	41,718	5,300	48,128
max	3127,824	821,286	7 885,223
flux horaire (t/h)			
min	3,7	0,4	2,0
moy	150	19	173
max	3 989	1 120	10 974
flux journalier (t/j)			
min	90	1	49
moy	3 604	466	4 158
max	95 739	26 884	263 379

6.1.4.2. Variabilité des flux annuels

Respectivement pour 2011 et 2012, les flux annuels calculés à partir des mesures de turbidité en continu sur l'Isère et le Drac sont de 995 349 t.an^{-1} et 1 639 507 t.an^{-1} dans l'Isère au campus, 166 617 t.an^{-1} et 174 066 t.an^{-1} dans le Drac à Fontaine et 1 017 957 t.an^{-1} et 2 014 726 t.an^{-1} de MES dans l'Isère à l'aval de Grenoble (Tableau 6-6) avec une incertitude estimée de 15 %. Le Drac a ainsi contribué à 14 et 10 % des flux de MES à l'amont de l'agglomération en 2011 et 2012. Les flux spécifiques résultants sont en moyenne sur les années 2011-2012 de 271 t.km^{-2}.an^{-1} dans l'Isère et de 45 t.km^{-2}.an^{-1} ce qui est dans la gamme des flux spécifiques classiquement observés sur ce type de bassins versants alpins [*Dumas*, 2007].

Tableau 6-6 : Flux annuels de MES aux trois stations de suivi des MES en 2011 et 2012 (2011-2012 correspond à l'année hydrologique)

Site	Année	Flux hydrique 10^9 m^3.a^{-1}	Débit moyen spécifique l.km².s^{-1}	Flux MES 10^6 t.a^{-1}	Flux spécifique t.km^{-2}.a^{-1}	Flux spécifique kg.km².j^{-1}
Isère campus	2011	4,0	22,5	1,00	179	489
(S=5570 km²)	2012	6,0	34,3	1,64	294	806
	2011-2012	5,0	31,5	1,51	271	742
Drac à Fontaine	2011	2,1	19	0,167	47	128
(S=3550 km²)	2012	3,1	27	0,174	49	134
	2011-2012	2,9	26	0,161	45	124
Isère aval	2011	6,4	22	1,02	108	296
agglomération	2012	9,1	30	2,02	215	588
(S=9400 km²)	2011-2012	8,4	28	1,89	201	550

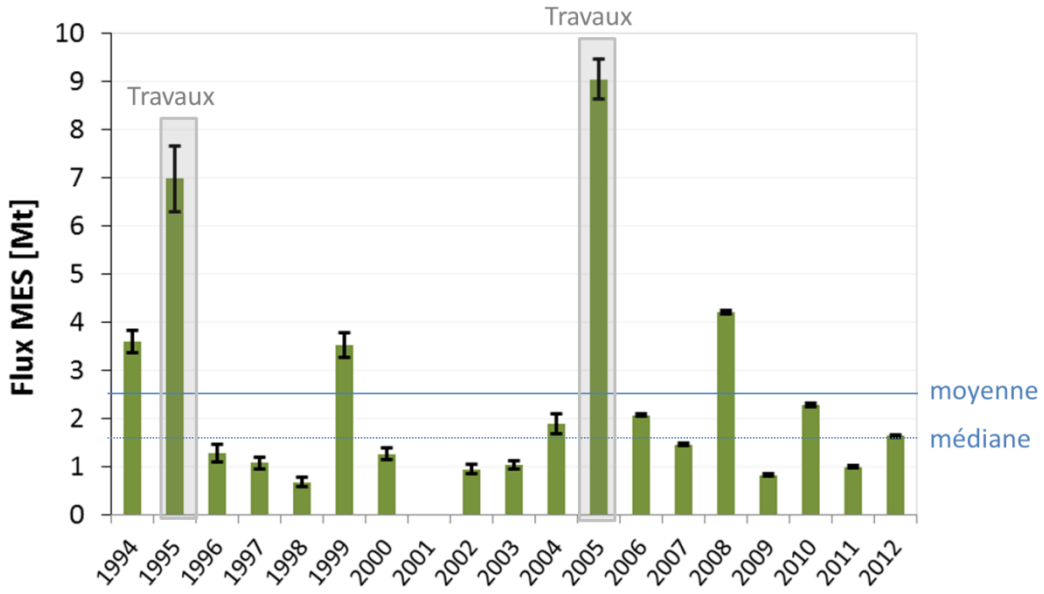


Figure 6-23 : Flux annuels de MES sur l'Isère à la station Isère campus depuis 1994 (données de MES journalières de 1994 à 2005 [*Dumas*, 2007], puis par sonde de turbidité depuis 2006)

Les flux de MES à la station campus ont pu être comparés aux flux annuels mesurés depuis 1994 à partir de prélèvements journaliers puis à partir des données de turbidité depuis 2006 (Figure 6-23). Les flux annuels mesurés en 1995 et 2005 ont été fortement

perturbés par des travaux sur l'autoroute de Maurienne en 1995 et par des travaux sur les digues de Gières (juste à l'amont du campus) en 2005 [*Dumas*, 2007].

La quantité de sédiments transitée en 2011 et 2012 est inférieure au flux interannuel sur l'Isère qui est de 2,5 M t. Toutefois, ce flux moyen est influencé par deux années non représentatives des flux naturels de l'Isère. La comparaison avec les flux médians est donc plus appropriée pour estimer les flux de nos deux années de suivi par rapport aux flux depuis 1994. En 2011, le flux moyen (1 M t) est inférieur au flux médian interannuel (1,6 M t) tandis qu'en 2012, la valeur du flux de MES (1,6 M t) est proche de ce dernier.

6.1.4.3. Saisonnalité des flux de MES

L'étude de la saisonnalité des flux de sédiments aux stations de suivi montre que celle-ci est marquée. Sur l'Isère à la station campus, entre 5 et 25 % des MES transitent durant les mois d'avril à juillet au moment de la fonte des neiges (Figure 6-24). Sur l'Isère aval, les flux principaux se concentrent sur trois mois, de mai à juillet. Leur contribution varie ainsi entre 5 et 45 % du cumul annuel. Les mois de novembre et décembre sont également des mois de fort transport sédimentaire avec jusqu'à 10 % des flux annuels qui transitent sur l'Isère.

Sur le Drac, la période de novembre à janvier est plus marquée avec jusqu'à 30 % du flux annuel transitant en novembre 2012 (Figure 6-24). On observe également que la fonte des neiges est plus tardive en 2011 qu'en 2012.

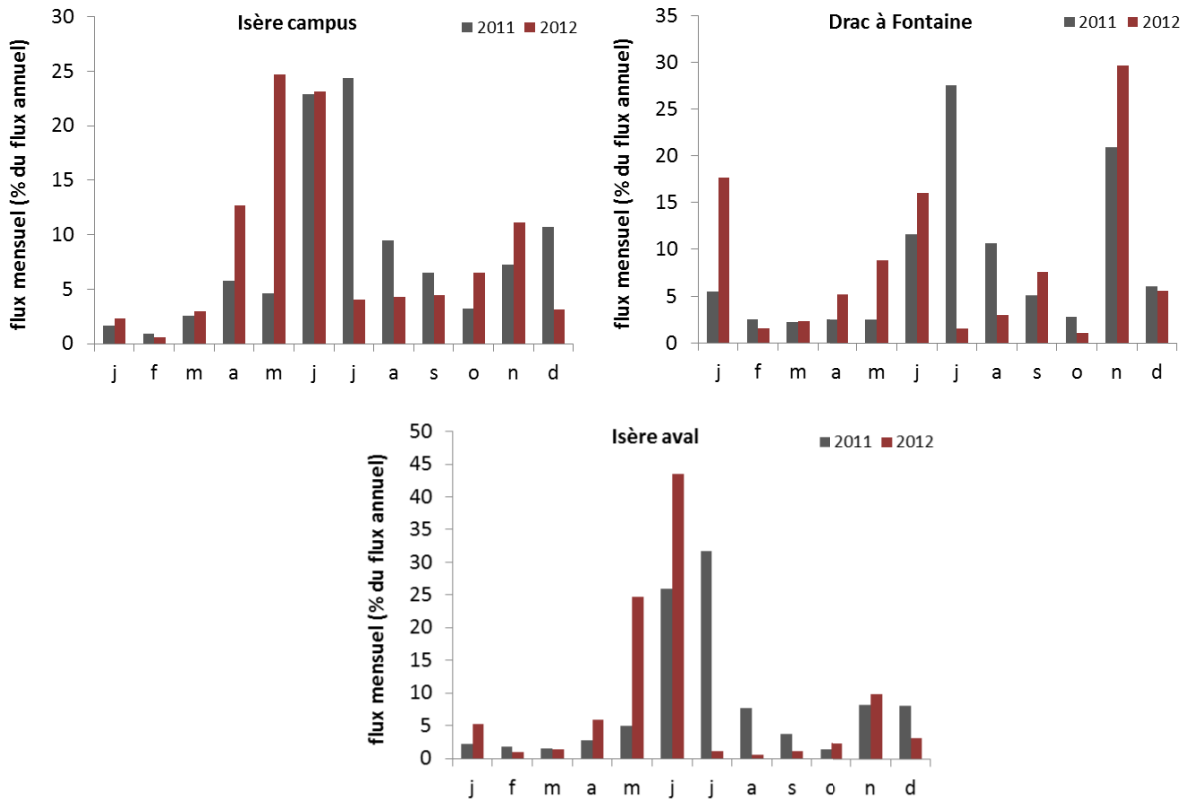


Figure 6-24 : Flux mensuels de MES exprimés en pourcentage du flux annuel sur l'Isère et le Drac

6.1.4.4. Comparaison des flux amont-aval Grenoble

La comparaison des flux entrant à Grenoble (la somme des flux de l'Isère au campus et du Drac à Fontaine) avec les flux transitant à l'aval de l'agglomération (aval retenue de Saint-Egrève et Step) montre des écarts notables (Figure 6-25). Les incertitudes liées à ces calculs de flux, issus de bases de données de concentrations en MES au pas de temps 30 minutes, sont estimées inférieures à 5 % [*Mano*, 2008; *Arnaud et al.*, 2013]. On observe une diminution des flux entre l'amont et l'aval de l'agglomération la plupart des mois de l'année, excepté durant l'été, où l'on observe plutôt une augmentation des flux, qui reste toutefois dans la fourchette des incertitudes. Sur les autres mois de l'année, ces écarts mettent en évidence les phénomènes de dépôts le long du tronçon Isère Drac et au niveau du barrage.

En 2011, l'augmentation des flux à l'aval de l'agglomération entre mai et juillet est probablement en partie due au curage de la retenue de Saint-Egrève. En 2012, elle peut s'expliquer par l'efficacité des chasses de Saint-Egrève lors des crues et de la chasse de l'Arc survenues en mai et juin, permises par des conditions de débit et de turbidité acceptables sur le Rhône. On peut supposer que ces chasses ont permis d'éviter le stockage de MES supplémentaires et surtout d'entrainer la remobilisation des sédiments déposés depuis août 2011.

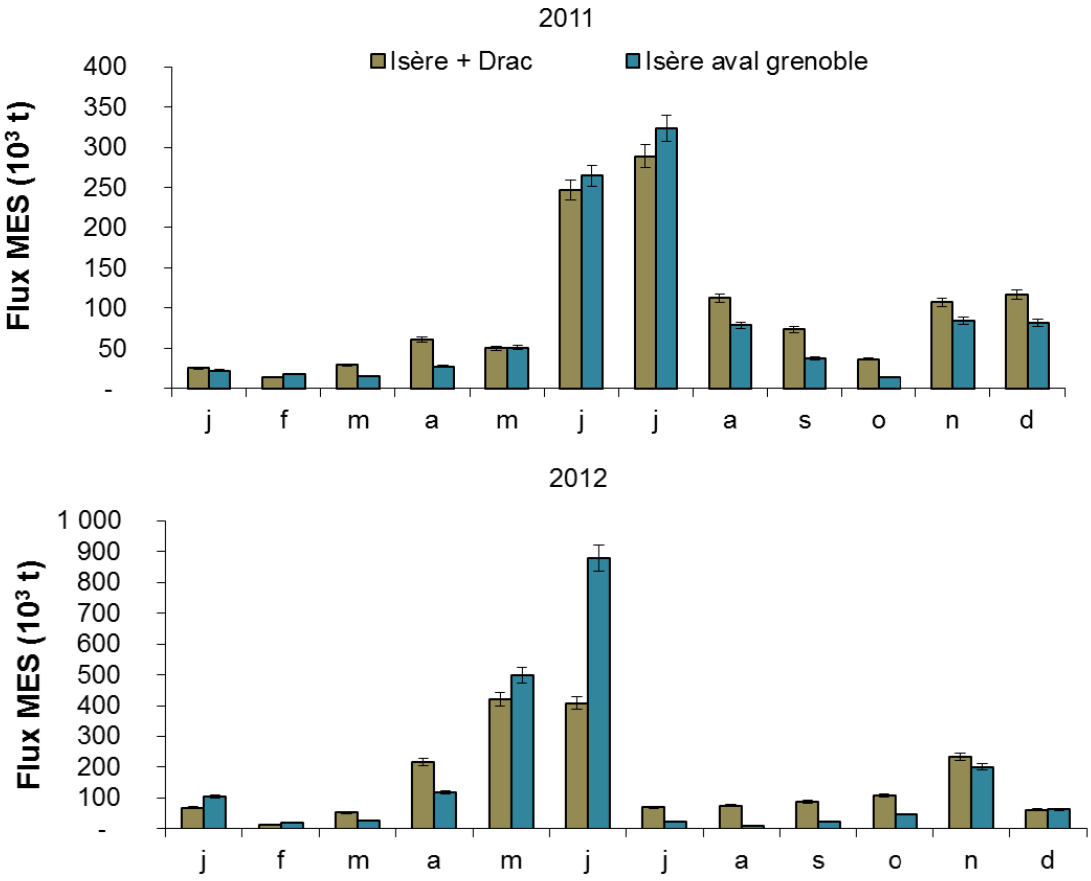


Figure 6-25 : Comparaison des flux en entrée de Grenoble et en sortie de Grenoble

6.1.4.5. Contribution des crues au flux annuel de MES

Comme le montrent les figures 6-26 et 6-27, l'essentiel du transport de sédiments s'effectue en un temps court. L'utilisation du $Ms_{x\%}$, indicateur représentant la quantité de sédiment transporté en x % du temps montre que sur l'Isère au campus, 28 à 64 % du flux de MES annuel ont transité en 2 % du temps entre 2006 et 2012 tandis qu'environ 60 à 80 % du flux est passé en 10 % du temps. Les années 2008 et 2012 sont des années particulières durant lesquelles une crue décennale est survenue, entrainant le transport de 65 et 29 % du flux annuel de MES respectif [*Arnaud et al.*, 2013]. Les années 2007, 2009 et 2012 ont un comportement proche avec environ 30 % du flux transité en 2 % ($Ms_{2\%}$) du temps et 90 % en 37 % du temps. Les années 2011 et 2012 ont vu transiter 33,3 % et 44 % des sédiments transportés annuellement en 2 % de l'année ($Ms_{2\%}$), montrant bien l'importance des événements de crues sur l'Isère (Figure 6-26B). La contribution au flux total de MES des épisodes de fort transport sédimentaire étudiés à la station Isère campus (concentration en MES > $2 g.L^{-1}$) a été estimée à 41 % en 2011 et 33 % en 2012, en seulement 3 % du temps. Les deux tiers du flux représenté par ces épisodes ont été échantillonnés en 2011 et 80 % en 2012 (Tableau 6-3). Sur le Drac et l'Isère à l'aval, les Ms2% sont légèrement supérieurs (54 et 49 % respectivement) indiquant un caractère épisodique encore plus marqué que sur l'Isère à la station campus.

Dans le cas de l'Isère à la station campus, on constate qu'entre 2006 et 2012, une moyenne de 50 % du flux annuel est transportée en 4 % du temps soit 16 jours dans une année (Tableau 6-8; [*Mano*, 2008]). En effet, le Ts_{50} (pourcentage de temps nécessaire à transporter 50 % du flux annuel de sédiments) varie à la station campus entre 1 et 6 % entre 2006 et 2012 (soit entre 4 et 24 jours dans une année) (Figure 6-26). En fonction des années, ce temps est considéré comme court ou moyen par [*Meybeck et al.*, 2003] (Tableau 6-7) tandis que les Ts50% du Drac et de l'Isère (respectivement 1,5 et 2,2 % sur 2011-2012) (Tableau 6-8) sont jugés courts.

Enfin, le Ts90% indique le temps nécessaire pour transiter 90 % du flux annuel de sédiments. Sur l'Isère amont, le Ts90% moyen entre 2006 et 2012 est de 37 % du temps. Sur le Drac, 90 % du flux a transité en 49 % du temps, et sur l'Isère aval en 32 % du temps. Cette dernière valeur est fortement influencée par l'action de la retenue de Saint-Egrève à l'amont.

Ces résultats illustrent bien l'importante saisonnalité du transport de MES sur l'Isère ainsi que la grande variabilité interannuelle.

Tableau 6-7 : Critères statistiques décrivant les flux de MES dans une rivière proposés par [*Meybeck et al.*, 2003]

	Very low	Low	Medium	High	Very high	Extremely high
Discharge-weighted total suspended solids						
Cs* mg l^{-1}	5–20	20–100	100–500	500–2000	2000–10000	>10000
Average daily suspended solids yields						
*Y** kg km^{-2} day^{-1}	<10	10–50	50–200	200–1000	1000–5000	>5000
Percentage of time needed to carry half of the sediment flux						
$Ts_{50\%}$	Very long	Long	Medium	Short	Very short	Extremely short
	>16.5%	16.5–8%	8–3.4%	3.4–1.4%	1.4–0.4%	<0.4%

Tableau 6-8 : Valeurs de quelques indicateurs statistiques calculés à partir des données horaires 2011-2012 pour les bassins d'étude

Rivière et station	Isère campus	Drac à Fontaine	Isère aval Grenoble
Pourcentage de temps, masse et volumes			
$Ms_{2\%}$ (%)	39	54	49
$Ts_{50\%}$ (%)	4,0	1,5	2,2
$Ts_{90\%}$ (%)	37	49	32
Indicateurs de concentrations en MES			
Cs^* ($g.L^{-1}$)	264	65	196
Indicateurs de flux de MES			
y^* ($kg.km^{-2}.j^{-1}$)	497	144	325

La Figure 6-26 montre que le comportement de l'Isère et du Drac est caractéristique de petits bassins montagneux sur lesquels les flux sont influencés par la fonte du manteau neigeux et non pas uniquement par des épisodes orageux courts. Le $Ms_{90\%}$ est donc relativement grand (25 à 40 %) comparé à des bassins non montagneux. Le $Ts_{50\%}$ du Drac est plus court que sur l'Isère (<2 %), ce qui est considéré comme court par [*Meybeck et al.*, 2003] (Tableau 6-7) témoignant d'une plus grande influence de quelques jours sur le flux annuel de sédiments dans le Drac.

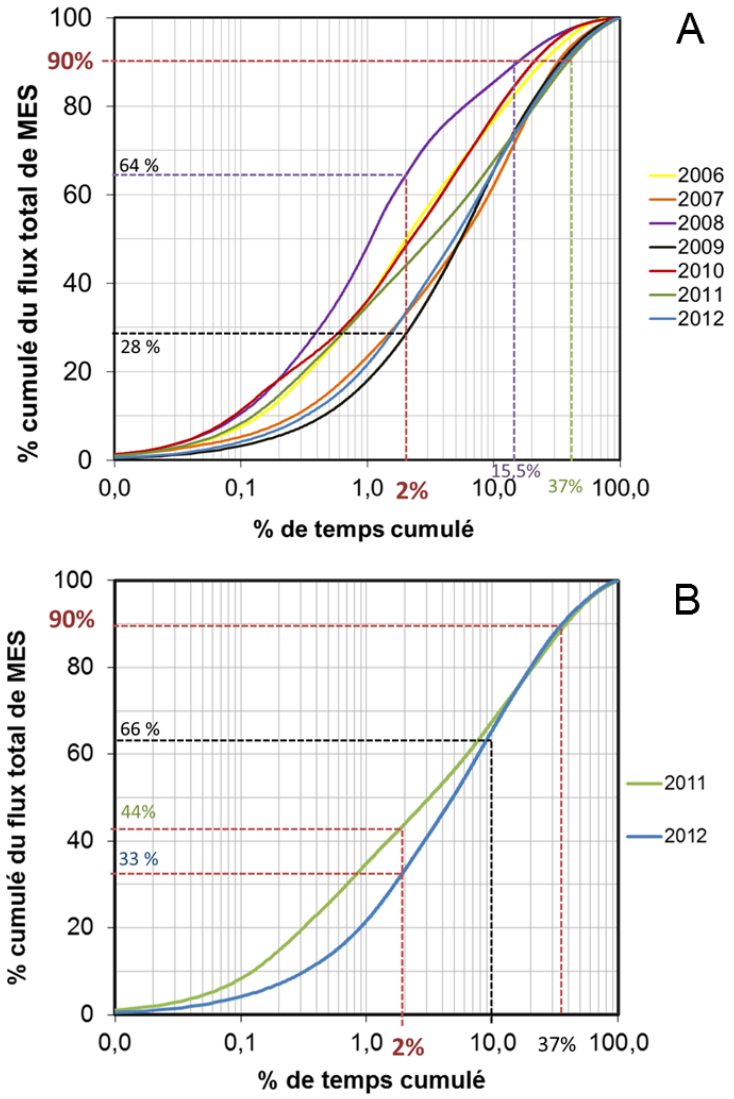


Figure 6-26 : Flux cumulé de MES en fonction du pourcentage de temps par année à la station Isère campus A) entre 2006 et 2012, B) en 2011 et 2012

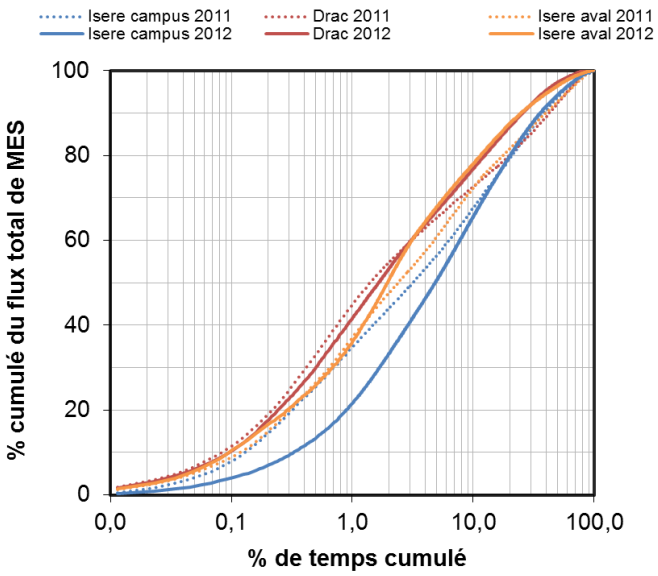


Figure 6-27 : Flux cumulé de MES en fonction du pourcentage de temps par année en 2011 et 2012 sur l'Isère et le Drac

La Figure 6-28 illustre également l'importance d'événements brefs sur le flux total annuel. Les flux cumulés de MES sur l'année sont reportés en fonction du temps pour l'Isère et le Drac. Sur l'Isère en 2012, l'essentiel du transport a lieu en mai et juin lors de la fonte des neiges, où le flux passe de 100 000 à plus d'un million de tonnes à la station campus, et, de 200 000 à 1 600 000 t en deux mois à l'aval de l'agglomération (Figure 6-28). Sur le Drac, le transport se fait essentiellement de juin à novembre par successions de petits épisodes.

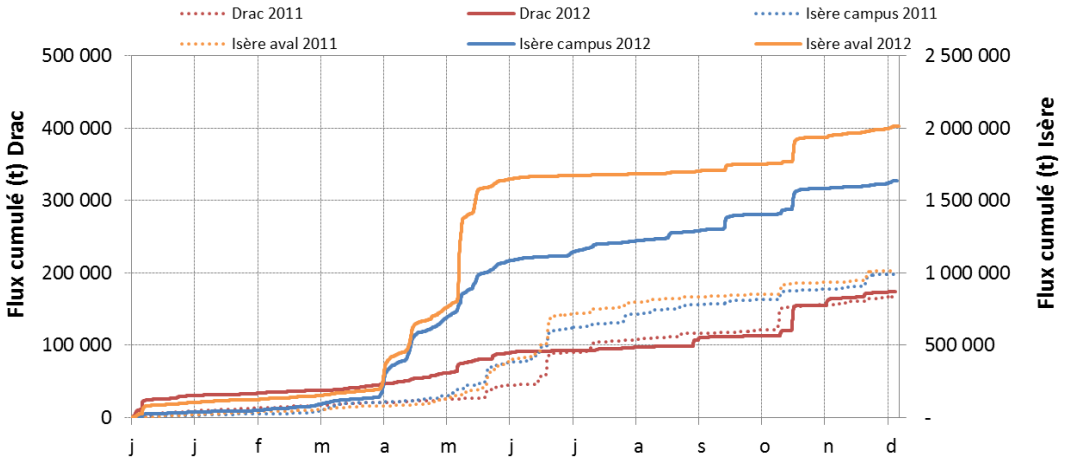


Figure 6-28 : Evolution des flux cumulés en 2011 et 2012 en fonction du nombre de jours sur l'Isère et le Drac

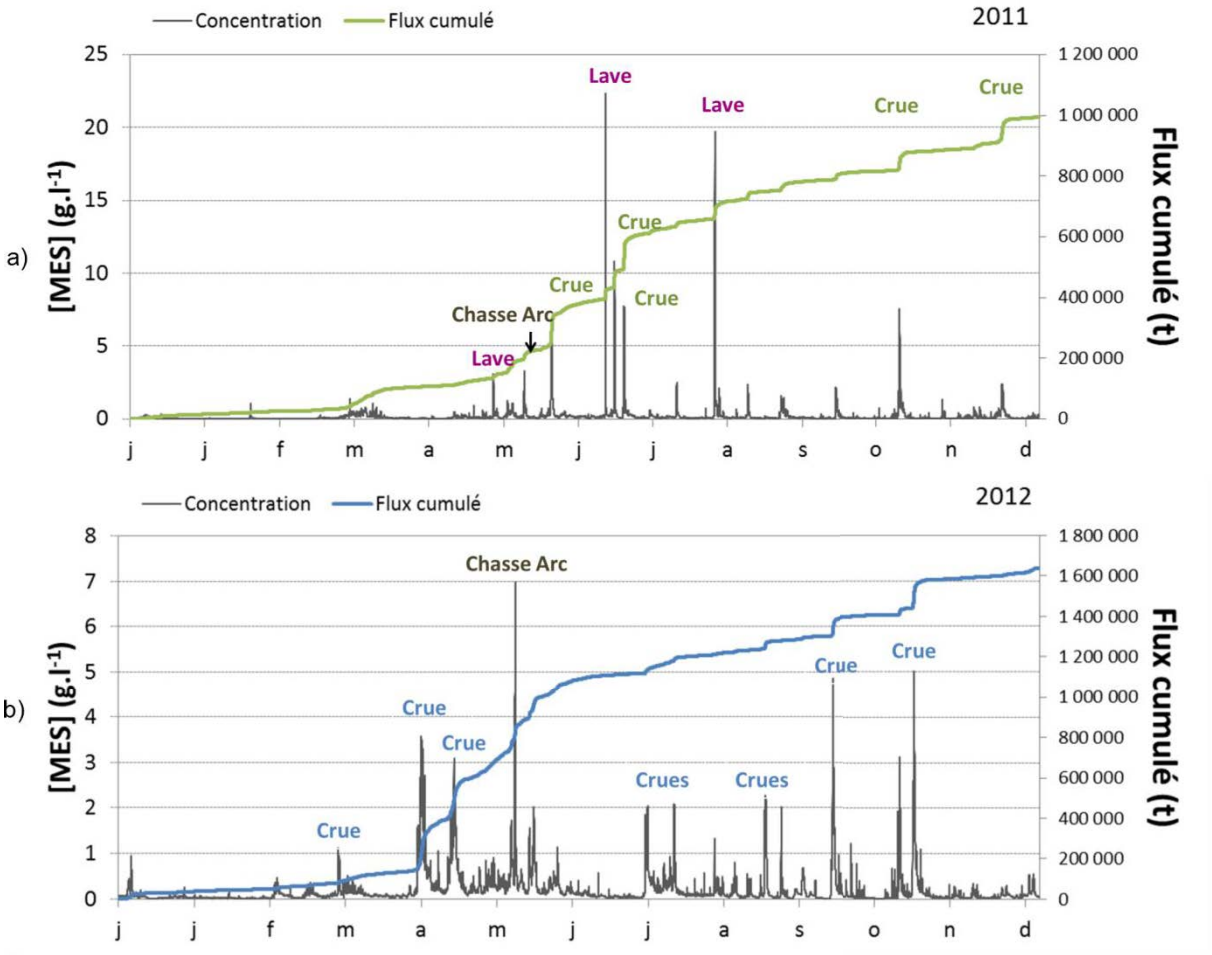


Figure 6-29 : Evolution des flux cumulés sur l'Isère à la station campus a) en 2011 et b) en 2012

Les figures 6-29 a) et b) représentent la succession d'événements de crues, laves et chasses décrits précédemment et la contribution respective de chaque événement au flux cumulé. Cela met ainsi en évidence la répartition des crues sur l'Isère entre avril et décembre, et donc l'importance d'un échantillonnage continu tout au long de l'année.

Après avoir décrit le fonctionnement hydrologique de l'Isère et du Drac à Grenoble, il ressort que la concentration médiane en MES du Drac est relativement faible (0,02 $g.L^{-1}$) mais peut tout de même atteindre plusieurs $g.L^{-1}$ lors de crues. Sur nos deux années de suivi, le Drac a ainsi contribué à environ un tiers du débit de l'Isère à Grenoble et à environ 13 % des flux de MES annuels. Les concentrations en MES et les débits de l'Isère sont très variables à l'échelle annuelle et journalière. Les flux de MES résultants sont également très variables, ce qui va jouer un rôle important dans les conditions d'acceptabilité du milieu récepteur face aux rejets urbains de temps de pluie notamment.

Afin de déterminer les différentes situations hydrologiques rencontrées lors des neuf campagnes de temps de pluie, nous allons maintenant nous intéresser spécifiquement aux conditions hydrologiques des deux rivières réceptrices durant les épisodes pluvieux déversants suivis, ainsi que les caractéristiques principales de ces pluies.

6.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur lors des événements pluvieux déversants échantillonnés

6.2.1. Caractéristiques des événements pluvieux

6.2.1.1. Pluviométrie en 2011 et 2012

Le cumul annuel de pluie en 2011 au pluviomètre Philippeville est de 784 $mm.an^{-1}$, ce qui est inférieur au cumul interannuel calculé entre 1996 et 2010 de 910 mm (Figure 6-30). En 2012, il a plu 906 mm, ce qui est très proche de la moyenne interannuelle.

Figure 6-30 : Cumuls pluviométriques annuels au pluviomètre Philippeville (Source : données Métro, voir Chapitre 2 paragraphe I.3)

L'année 2011 a été une année marquée par des cumuls de pluie en dessous des moyennes saisonnières (depuis les 15 dernières années) durant le printemps et l'automne, et largement supérieures aux moyennes saisonnières pendant juin, juillet et le mois de décembre (Figure 6-31). En 2012, la pluviométrie est relativement proche des moyennes

observées depuis 1996, exceptés les mois de janvier et novembre qui enregistrent une forte pluviométrie et le mois de février, remarquable par l'absence quasi totale de précipitations.

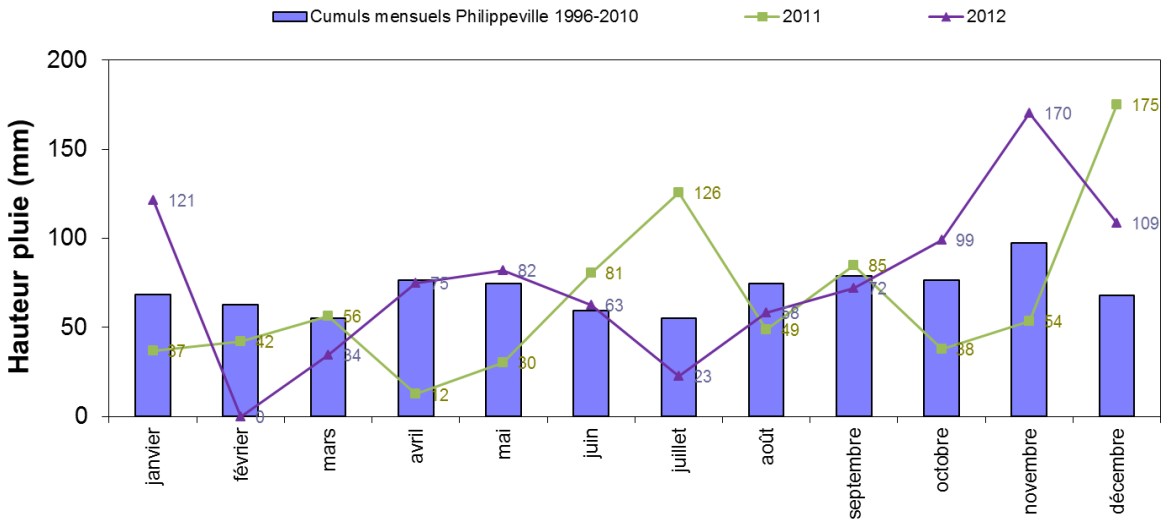


Figure 6-31 : Cumuls moyens mensuels de pluie à Grenoble entre 1996 et 2010 et durant les années 2011 et 2012 (pluviomètre Philippeville, données Metro)

6.2.1.2. Caractérisation des événements pluvieux déversants échantillonnés

Parmi les neuf campagnes de temps de pluie réalisées, sept ont été effectuées en 2011 et deux en 2012, de périodes de retour allant de la pluie bihebdomadaire à semestrielle (Tableau 6-9). Comme discuté précédemment (paragraphe I.3 Chapitre 2) les pluies ne sont pas toutes homogènes sur l'agglomération. Afin d'étudier les conditions hydrologiques des bassins de l'Isère et du Drac, lors des événements pluvieux échantillonnés, nous utiliserons dans la suite de l'étude la moyenne des huit pluviomètres gérés par la régie d'assainissement afin d'avoir une représentation de la pluie moyenne sur l'agglomération. Un événement pluvieux a été défini comme une précipitation de cumul supérieur à 2 mm et séparé de l'événement précédent par une durée de temps sec d'au moins 1 heure.

Tableau 6-9 : Caractéristiques des événements déversant échantillonnés en 2011 et 2012 (données SD)

	Pluie moyenne sur l'agglomération (moyenne des 8 pluviomètres Régie)			Pluie à Philippeville	Caractéristiques de la pluie au pluviomètre maximum					
	Durée de l'épisode (h)	Période de temps sec précédent l'événement	Cumul (mm)	Cumul (mm)	Pluviomètre	Cumul (mm)	Occurrence (cumul)	Pluviomètre	Intensité max sur 1h	Occurrence (Intensité)
14-mai-11	10h30	12 j	15	9	Bonnais	37	semestrielle	Bonnais	21	5 ans
31-mai-11	23h10	5 j	11	15	Corenc	28	mensuelle	Corenc	4	< 15 j
16-juin-11	07h12	8 j	22	21	Eybens	30	semestrielle	Peuplier	11	< semestrielle
13-juil.-11	12h24	5 j	34	31	Bonnais	43	annuelle	Bonnais	8	< bimestrielle
19-juil.-11	10h20	2 j	26	22	Grande Saulne	31	trimestrielle	Bonnais	9	bimestrielle
7-déc.-11	24h00	2 j	16	21	Péri	20	15 j		1	< semaine
16-déc.-11	16h00	4 j	23	18	Grande Saulne	23	mensuelle	Rondeau	7	mensuelle
5-janv.-12	12h00	1 j	28	25	Peuplier	37	trimestrielle	Péri	5	< 15j
05-mars-12	4h00	1 mois	9	15	Philippeville	15	mensuelle	Philippeville	5	15 j

6.2.2. Conditions hydrologiques du milieu récepteur

Les périodes de retour des événements pluvieux suivis ont été calculées dans le cadre du schéma directeur à partir d'une analyse statistique des données Météo France, effectuée par le bureau d'étude Egis en charge de l'étude (voire Chapitre 2, paragraphe 3.2).

6.2.2.1. Pluies de printemps

Les pluies échantillonnées en mai 2011 sont des pluies spatialement hétérogènes de 15 et 11 mm en moyenne sur l'agglomération (Figure 6-32). La pluie du 14 mai a été plus intense à l'ouest de la Chartreuse (pluviomètre Bonnais) où elle a duré 10h30 pour un cumul de 37 mm, soit une pluie de période de retour semestrielle sur le secteur ouest agglomération, et de période de retour bimensuelle en centre-ville (pluviomètre Philippeville) (Tableau 6-9). Elle est précédée d'une période de temps sec relativement longue de 12 jours.

La pluie du 31 mai a également été plus forte en Chartreuse, côté est (pluviomètre Corenc) où elle a atteint un cumul de 28 mm, soit une pluie mensuelle et de période de retour de 15 jours à Philippeville. Ces pluies n'ont pas entrainé de crues sur l'Isère et le Drac avec des débits inférieurs à 200 $m^3.s^{-1}$ à l'amont de Grenoble et inférieurs à 300 $m^3.s^{-1}$ à l'aval, et des concentrations en MES très faibles aux trois stations (Figure 6-32).

La pluie du 16 juin 2011 est une pluie de période de retour semestrielle d'une durée de 7 h et un cumul de pluie de 22,3 mm en moyenne sur l'agglomération (Tableau 6-9). Cette pluie est suivie d'une seconde pluie importante le 18 juin (cumul 27 mm), entrainant une crue dans l'Isère à l'amont de l'agglomération. Le débit de l'Isère passe ainsi de 200 $m^3.s^{-1}$ à plus de 400 $m3.s^{-1}$ entre le 17 et le 18 juin tandis que celui du Drac reste inférieur à 200 $m^3.s^{-1}$ (Figure 6-32). En raison du curage de la retenue de Saint-Egrève durant cette période, les concentrations en MES sont faibles à l'amont et proches de 1 $g.L^{-1}$ à l'aval de l'agglomération.

Il est à noter que le mois de mai 2011 a été un mois faiblement pluvieux par rapport aux moyennes mensuelles avec seulement 30 mm de pluie en cumulé contre 70 mm en moyenne interannuelle (Figure 6-31) tandis que le mois de juin a été fortement pluvieux avec 81 mm contre 60 mm en moyenne interannuelle.

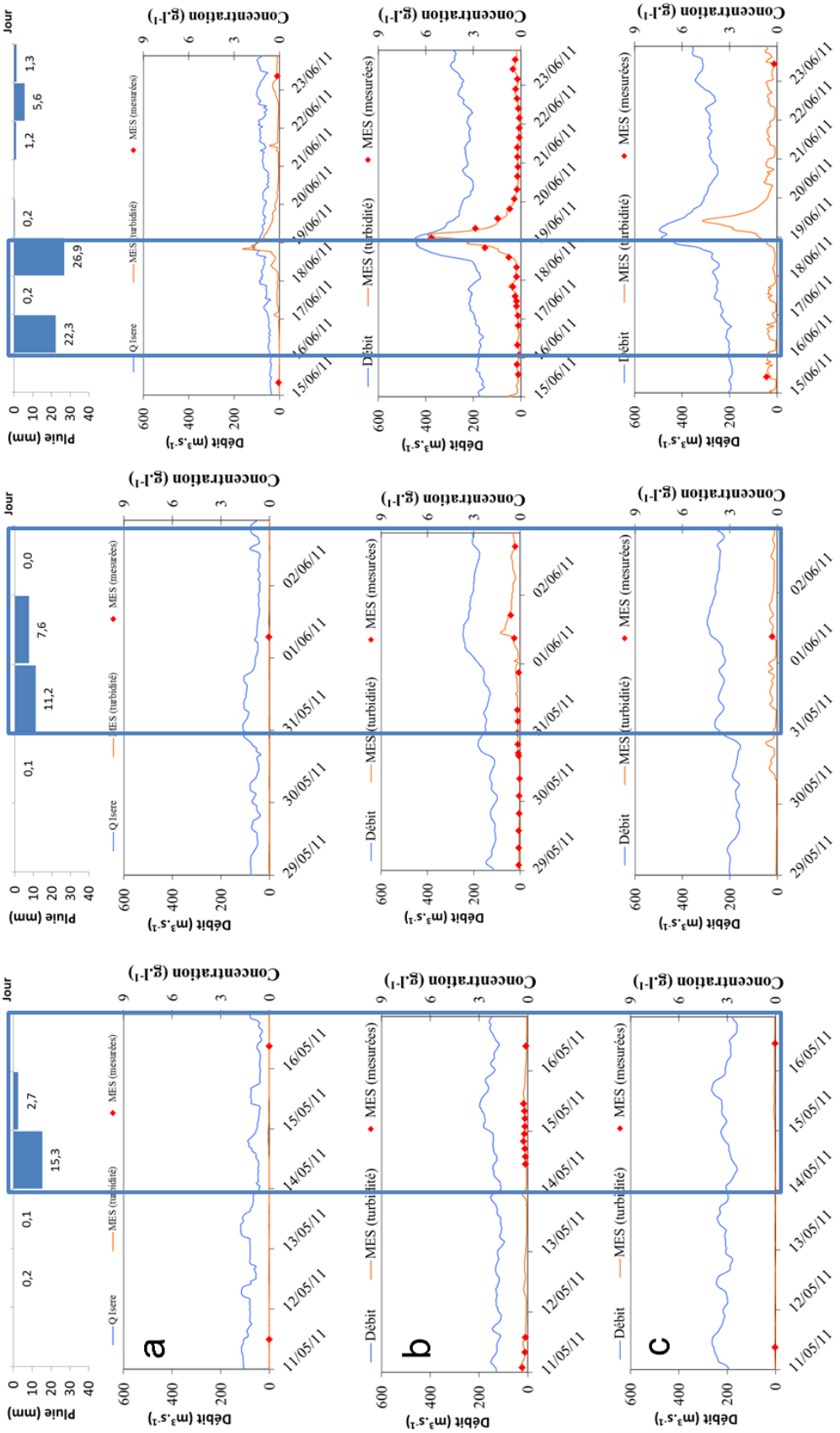


Figure 6-32 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de 3 pluies de printemps échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère aval

6.2.2.2. *Pluies d'été*

Les crues survenues en juillet 2011 sont le résultat de deux épisodes pluvieux intenses le 13 et le 17 juillet, précédés et suivis de petites pluies (Figure 6-33). La pluie du 13 juillet a atteint 43 mm dans le secteur Ouest Chartreuse, soit une période de retour annuelle et la précipitation moyenne sur l'agglomération est de 34,5 mm (Tableau 6-9). La campagne de temps de pluie du 13 au 15 juillet encadre la crue du 14 juillet. Les conditions hydrologiques de l'Isère et du Drac sont donc très différentes entre les prélèvements à j, j+1 et j+2. La concentration en MES dans le Drac passe de quelques $mg.L^{-1}$ le 13 juillet à près de 2 $g.L^{-1}$ le 14 juillet (Figure 6-33a). La concentration en MES de l'Isère à la station campus passe de quelques centaines de $mg.L^{-1}$ à 10 $g.L^{-1}$ entre le 13 et le 14 juillet tandis que le débit double (113 à 260 $m^3.s^{-1}$).

La pluie du 19 juillet est une pluie trimestrielle sur le secteur Grande Saulne (31 mm) et la précipitation moyenne sur l'agglomération est de 25,6 mm (Tableau 6-9). Contrairement à l'épisode du 13 juillet, la campagne de temps de pluie du 19 juillet succède à une crue et les conditions hydrologiques des deux rivières sont relativement stables. Ces deux pluies encadrent un important épisode pluvieux (pluie de période de retour 20 ans sur le secteur ouest chartreuse) de 52 mm de pluie cumulée en moyenne sur l'agglomération.

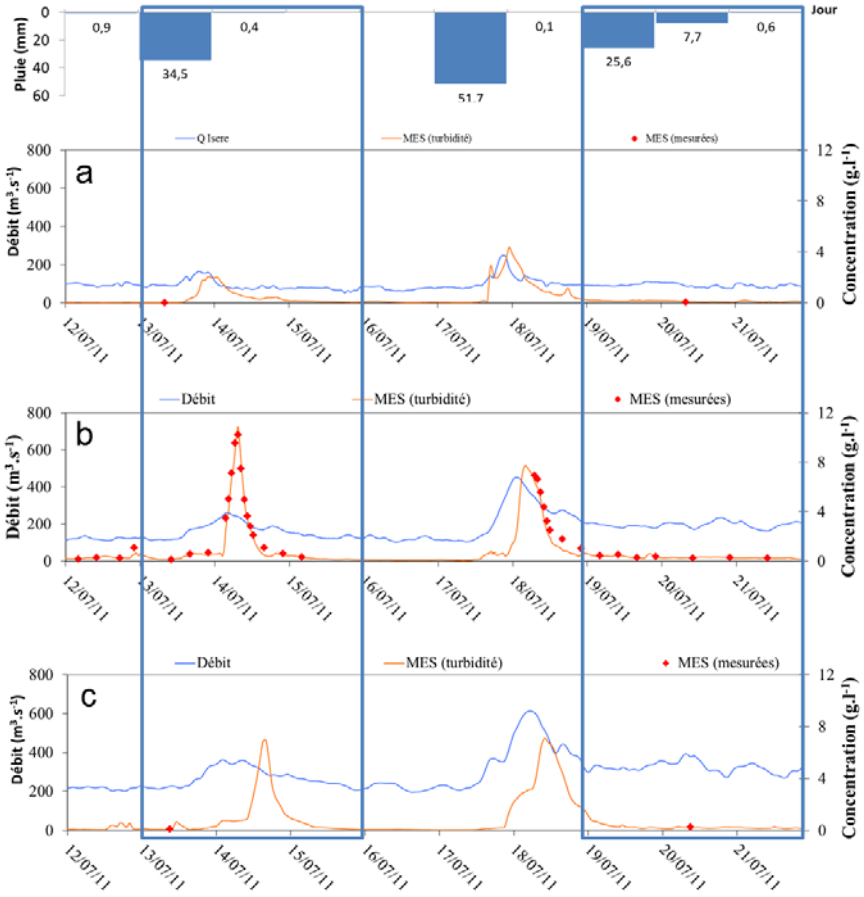


Figure 6-33 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de deux pluies d'été échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey

6.2.2.3. *Pluies d'automne*

La pluie du 7 décembre 2011 est une pluie de 2 jours atteignant un cumul de 15,7 mm sur l'agglomération et de 21 mm à Philippeville (Tableau 6-9). C'est une pluie relativement fréquente avec une période de retour de 15 jours et une intensité maximale d'occurrence inférieure à la semaine. Les débits du Drac sont inférieurs à 200 $m^3.s^{-1}$ et les concentrations en MES varient entre 0,06 $g.L^{-1}$ et 0,27 $g.L^{-1}$. Les concentrations en MES dans l'Isère augmentent de 0,05 $g.L^{-1}$ à 0,80 $g.L^{-1}$ entre le 7 et le 8 décembre et le débit passe de 100 $m^3.s^{-1}$ à 200 $m^3.s^{-1}$ (Figure 6-34).

La pluie du 16 décembre est une pluie de période de retour mensuelle. La crue du 17 décembre 2011 (Figure 6-34), d'une durée de 1,5 jour (Tableau 6-9), est survenue après plusieurs jours de pluie, entrainant un pic de concentration en MES de 2,3 $g.L^{-1}$ et un débit maximal de près de 400 $m^3.s^{-1}$. Les conditions hydrologiques du milieu récepteur varient fortement entre le 16, le 17 et le 18 décembre.

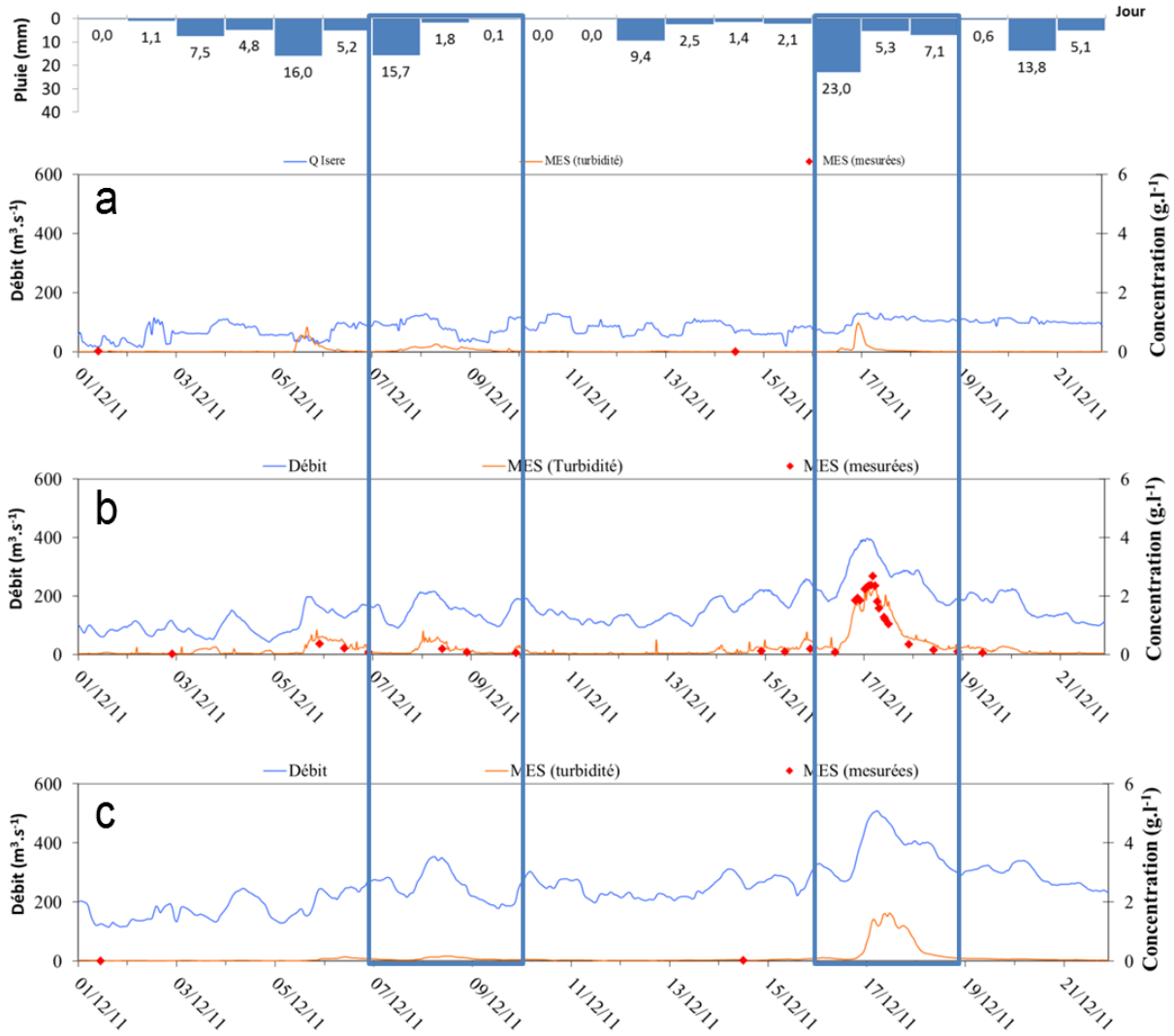


Figure 6-34 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de pluies d'automne échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey

6.2.2.4. Pluies d'hiver

La pluie du 5 janvier 2012 est une pluie trimestrielle de 28 mm en moyenne sur l'agglomération en 12 h (Tableau 6-9). Cet épisode pluvieux a entrainé une crue sur le Drac, durant laquelle la concentration en MES est montée à 3 $g.L^{-1}$ et le débit à 184 $m^3.s^{-1}$ (Figure 6-35). Sur l'Isère au campus, une plus faible réponse, est observable avec un pic de MES autours de 1 $g.L^{-1}$ et un débit de près de 400 $m^3.s^{-1}$. A l'aval de l'agglomération, la confluence du Drac et de l'Isère a entrainé une crue de 2 jours avec un pic de MES à 2 $g.L^{-1}$ et une pointe de débit proche de 600 $m^3.s^{-1}$.

La pluie du 5 mars 2012 est une pluie mensuelle de 10 mm en moyenne en 4 h (Tableau 6-9). Celle-ci n'a provoqué de crues ni sur l'Isère ni sur le Drac, dont les débits sont à l'étiage et les concentrations en MES très faibles. Les conditions du milieu sont particulièrement sensibles à l'impact de rejets d'EU.

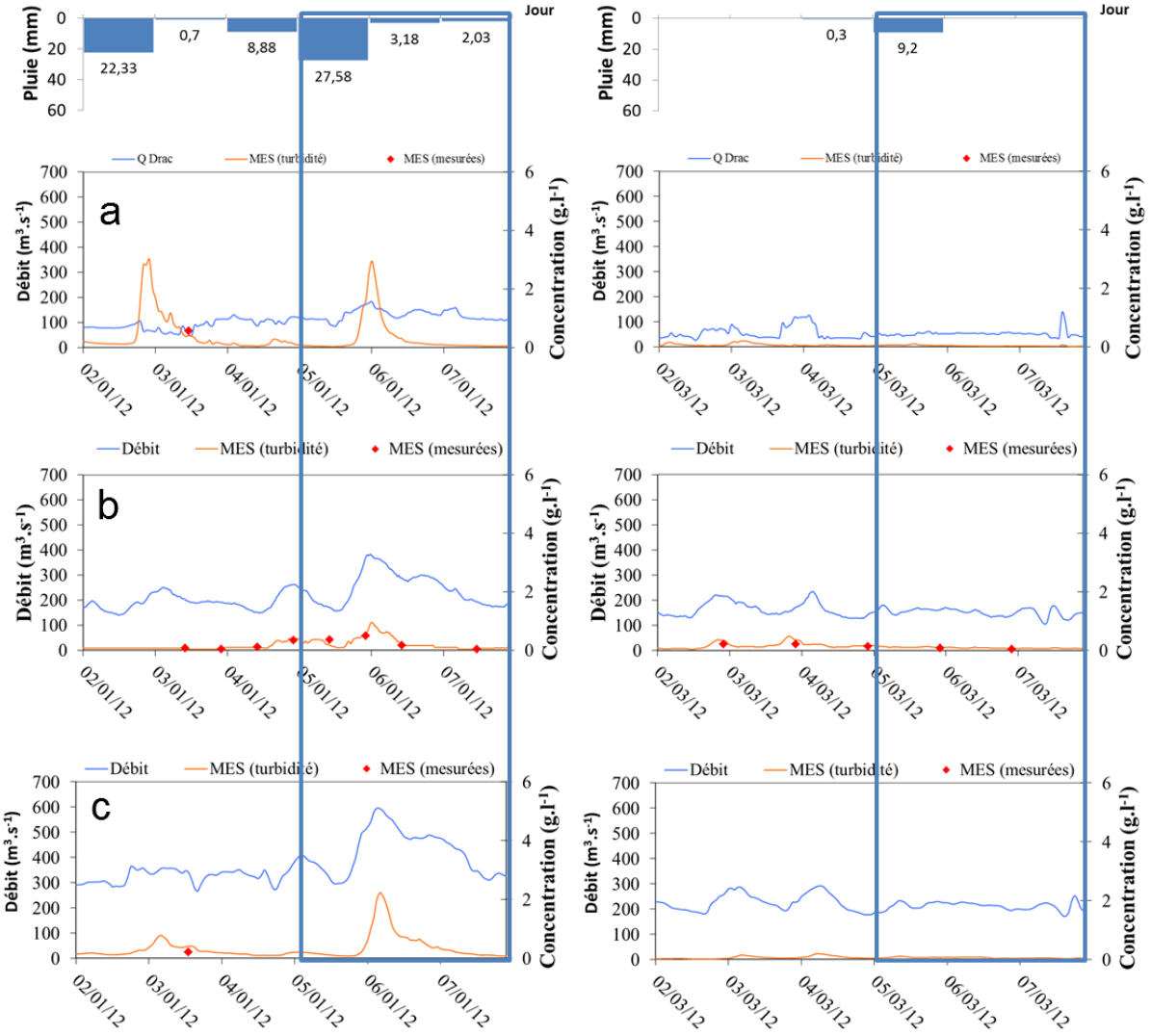


Figure 6-35 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de pluies d'hiver échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey

La synthèse des débits et des concentrations en MES moyens lors des événements pluvieux déversant échantillonnés est présentée dans le Tableau 6-10.

Tableau 6-10 : Synthèse des conditions du milieu récepteur lors des épisodes pluvieux échantillonnés (débit et concentrations en MES moyens sur le temps j,j+1 et j+2)

		Drac à Fontaine		Isère campus		Isère à Veurey	
	Condition hydrologique	[Q] moyen $m^3.s^{-1}$	[MES] moyenne $g.l^{-1}$	[Q] moyen $m^3.s^{-1}$	[MES] moyenne $g.l^{-1}$	[Q] moyen $m^3.s^{-1}$	[MES] moyenne $g.l^{-1}$
14/05/2011	Proche quinquennale sèche	52	0,03	150	0,14	201,7	0,06
31/05/2011	Proche quinquennale sèche	65	0,03	190	0,40	250,4	0,26
16/06/2011	Crue de printemps	63	0,26	220	0,48	255,4	0,30
13/07/2011	Crue d'été	89	0,41	160	1,05	270,4	0,91
19/07/2011	Post crue d'été	91	0,12	196	0,32	324,1	0,27
07/12/2011	Proche débit médian	84	0,10	151	0,17	254,3	0,08
16/12/2011	Crue d'automne	103	0,10	263	0,82	374,0	0,51
05/01/2012	Crue d'hiver	130	0,32	246	0,24	420,6	0,42
05/03/2012	Etiage	52	0,04	152	0,09	210,9	0,06

Après avoir décrit succinctement la pluviométrie en 2011 et 2012 ainsi que les conditions du milieu récepteur lors des événements pluvieux suivis, nous allons maintenant nous intéresser au fonctionnement du système d'assainissement en lien avec la pluviométrie.

6.3.Fonctionnement du système d'assainissement en lien avec la pluviométrie

Après avoir décrit les déversements annuels observés sur le réseau en 2011 et 2012, nous étudierons la proportion des déversements échantillonnés par rapport aux déversements annuels. Nous nous intéresserons ensuite à la variabilité spatio-temporelle des concentrations en MES ainsi que les flux annuels des rejets urbains, de temps sec et de temps de pluie de la station d'épuration (Step) Aquapole. Enfin, les RUTP mesurés dans les principaux déversoirs d'orages (DO) et au niveau de la Step, lors des neuf campagnes de temps pluie, seront détaillés.

6.3.1. Volumes déversés par le système d'assainissement

6.3.1.1. Proportion des déversements de la Step et des DO

En 2011, environ 75.10^6 m^3 d'effluents sont arrivés à la station d'épuration de Grenoble et $4{,}1.10^6$ m^3 ont été déversés par les déversoirs d'orage, ce qui représente environ 5 % des eaux transitées dans le réseau (Figure 6-36). En 2012, $85.\ 10^6$ m^3 d'effluents sont arrivés à Aquapôle et $5{,}6.10^6$ m^3 ont été déversés au milieu récepteur, soit 6 % des eaux transitées dans le réseau (Figure 6-36). Ces volumes représentent les ordres de grandeur de la variabilité des volumes d'effluents qui peuvent arriver à la Step d'une année sur l'autre, en fonction de la pluviométrie et les apports d'eaux claires parasites.

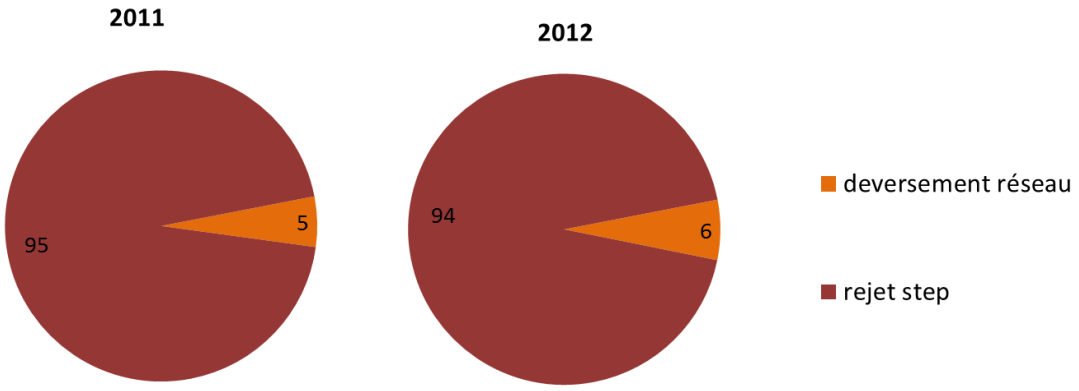


Figure 6-36 : Proportion des déversements du système d'assainissement en 2011 et 2012

6.3.1.2. Variabilité des volumes déversés à la Step

a) A l'échelle annuelle

En temps de pluie, lorsque le débit d'entrée des effluents est supérieur à la capacité de traitement de la station, les débits supérieurs à 6 $m^3.s^{-1}$ sont déversés au niveau du by-pass ultime de la station, appelé DO Step et les débits supérieurs à 5 $m^3.s^{-1}$ sont rejetés au niveau de l'écrêtage amont décanteurs primaires (cf Chapitre 2 paragraphe I.2.1.1b). L'ensemble de ces eaux rejoint ensuite les eaux traitées avant d'être rejeté à l'Isère.

En 2011, le DO de la Step a fonctionné 30 jours entrainant le déversement de 320.10^3 m^3 d'eaux unitaires non traitées, et l'écrêtage amont a fonctionné 50 jours, déversant ainsi 947.10^3 m^3 d'eaux unitaires prétraitées (Tableau 6-11). En 2012, le DO a fonctionné 17 jours déversant un volume total de 183.10^3 m^3 d'EU et l'écrêtage amont a fonctionné 60 jours, déversant ainsi 944.10^3 m^3 d'eaux unitaires prétraitées. L'ensemble des eaux by-passées est ensuite mélangé avec les eaux traitées avant leur rejet au milieu récepteur. La part des déversements par le DO Step dans les volumes totaux déversés annuellement représente donc 0,4 % en 2011 et 0,2 % en 2012 et celle de l'écrêtage amont 1,2 % sur les deux années.

Tableau 6-11 : Synthèse des volumes déversés en sortie de Step Aquapole en 2011 et 2012

	Nombre de jours de déversements		Volume total (10^3 m^3)	
	2011	2012	2011	2012
DO Step	30	17	320	183
% du rejet Isère	8%	5%	0,4%	0,2%
Ecrétage amont	50	60	947	994
% du rejet Isère	14%	16%	1,2%	1,2%
Rejet Isère	365	366	76636	85671

b) A l'échelle journalière et instantanée

Le débit journalier moyen des rejets de la station d'Aquapole (comprenant l'ensemble des eaux traitées et by passées) est de 210.10^3 $m^3.j^{-1}$ en 2011 et 234.10^3 $m^3.j^{-1}$ en 2012. Les volumes journaliers rejetés en sortie ont varié entre 135.10^3 et 500.10^3 $m^3.j^{-1}$ en 2011 et entre 160.10^3 et 440.10^3 $m^3.j^{-1}$ en 2012 (Figure 6-37). Comme évoqué précédemment, les volumes arrivant à la station sont très dépendant de la pluviométrie ainsi que du contexte hydrogéologique des nappes phréatiques (Egis 2012) (Figure 6-38). On remarque notamment de plus importants volumes à la station en 2012 qu'en 2011, entre avril et juillet, liés à une recharge des nappes phréatiques plus importantes en 2012.

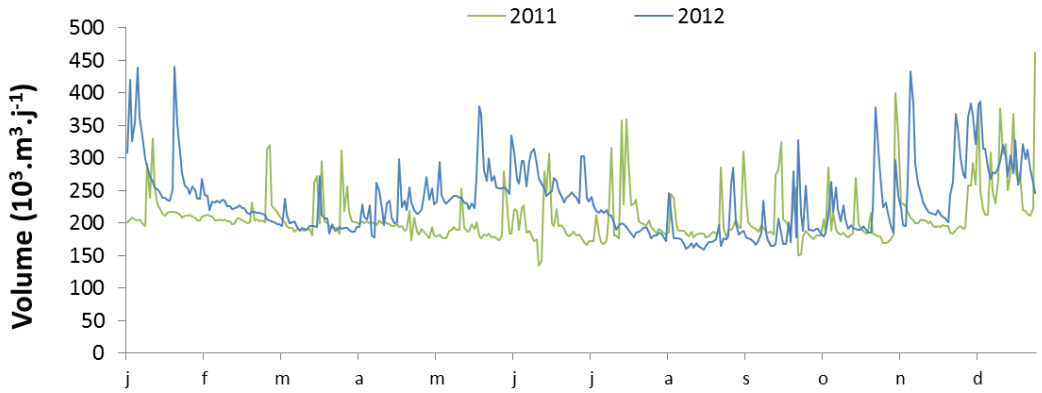


Figure 6-37 : Comparaison des volumes journaliers moyens en sortie de Step en 2011 et 2012

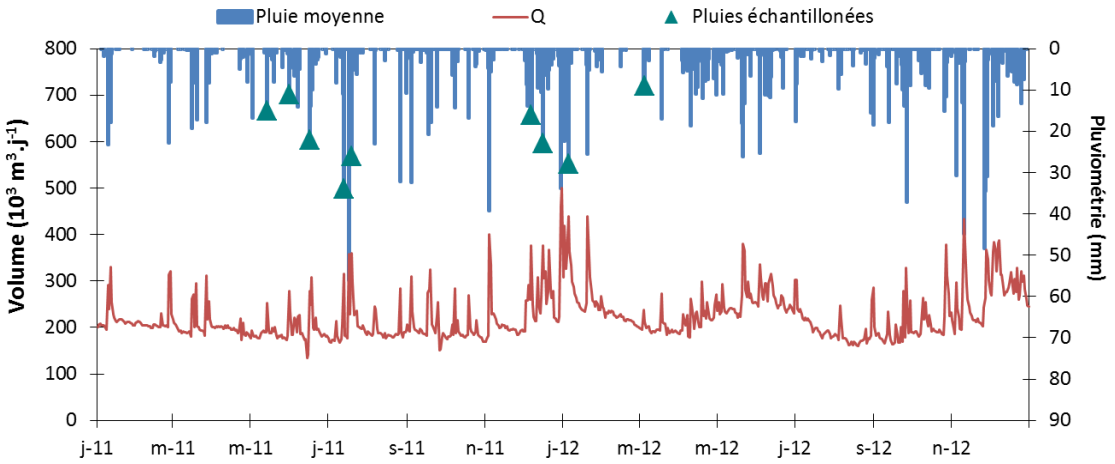


Figure 6-38 : Volumes journaliers moyens déversés en sortie de la station d'épuration Aquapole en 2011 et 2012

A l'échelle des jours de déversement, les débits journaliers des rejets DO Step et écrêtage représentent en moyenne 4 à 6 % de l'ensemble des rejets de la station, avec au maximum des valeurs de 16 % pour le DO et de 24 % pour l'écrêtage (Tableau 6-11). Les débits journaliers moyens déversés par l'ensemble de la Step représentent en moyenne 1 % du débit journalier de l'Isère à Saint-Gervais, et ne dépassent pas 3 % sur les deux années d'étude (Tableau 6-11 ; Figure 6-39).

Tableau 6-12 : Comparaison des débits journaliers moyens du DO de la Step, en sortie de Step et dans le milieu récepteur (débit moyen, (minimum, maximum))

	Débit journalier (10^3 $m^3.j^{-1}$)	
	2011	2012
DO Step	10,7 (0,4-55)	10,8 (0,09-30,5)
% du rejet Isère	4% (0,1%-16%)	4% (0,05%-13%)
Ecrétage amont	18,9 (1-85,9)	16,6 (0,6-98,8)
% du rejet Isère	6% (0,5%-24%)	5% (0,2%-22%)
Rejet Isère	210 (135-500)	234 (160-440)
Isère à Saint-Gervais	17 651 (7 941-41 283)	24 796 (9 782-57 568)
% rejet Isère / débit de l'Isère	1,2% (0,6%-3%)	1% (0,5%-2,8%)

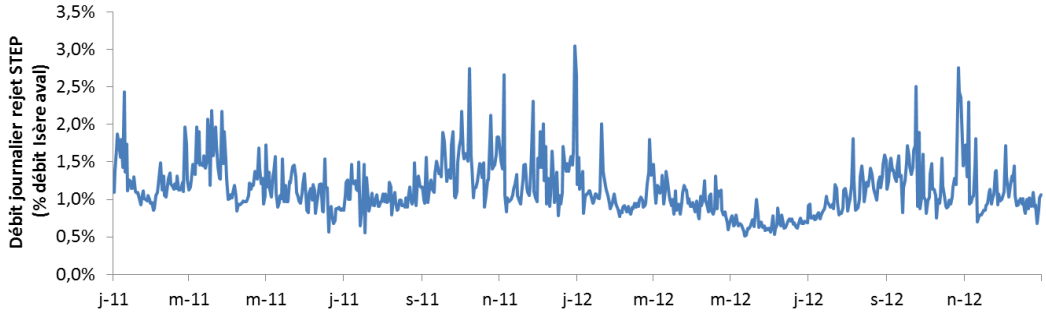


Figure 6-39 : Débits journaliers des rejets Step exprimés en pourcentage du débit journalier moyen de l'Isère à Saint –Gervais en 2011 et 2012

Enfin, les débits instantanés déversés par la Step (calculés à partir des débits journaliers) sont en moyenne de 2,4 $m^3.s^{-1}$ en 2011 et 2,7 $m^3.s^{-1}$ en 2012 et le débit instantané moyen de l'Isère à Saint-Gervais a été de 204 et 288 $m^3.s^{-1}$. Sur la période d'étude, les débits extrêmes déversés ont été compris entre 1 et 6 $m^3.s^{-1}$ tandis que les débits rencontrés dans le milieu récepteur ont variés entre 78 $m^3.s^{-1}$ le 31/10/11 (81 $m^3.s^{-1}$ en moyenne sur 3h, et 103 $m^3.s^{-1}$ en moyenne sur la journée) et 613 $m^3.s^{-1}$ le 04/06/12 lors du passage du débit de la chasse de l'Arc. Un calcul de dilution des rejets maximaux observés en sortie de Step dans le cas du débit le plus faible enregistré sur l'Isère indique que les rejets pourraient représenter jusqu'à 7 % du débit de l'Isère à l'aval de la station d'épuration durant une période courte de 3h.

6.3.1.3. Variabilité spatio-temporelle des déversements aux déversoirs d'orages

a) Variabilité à l'échelle annuelle

Dans le cadre de l'autosurveillance des RUTP, la Métro mesure les débits déversés par l'ensemble des DO supérieurs à 2 000 EH soit huit DO équipés au total (quatre DO principaux et quatre secondaires) (voir paragraphe I.2.1.1 du Chapitre 1). Les quatre principaux DO représentent à eux seuls environ 75 % de la totalité des eaux unitaires déversées par le réseau sur l'année (Figure 6-40) soit 3,2 et 4,2.10^6 m^3 respectivement en 2011 et 2012 (Tableau 6-13). Près de 0,6 et 0,9.10^6 m^3 d'eaux unitaires ont été déversés par les DO secondaires (Tableau 6-13), ce qui représente environ 15 % de la totalité des eaux

déversées par le réseau d'assainissement (Figure 6-40). Le recensement de l'ensemble des déversements du réseau est inséré en annexe J.

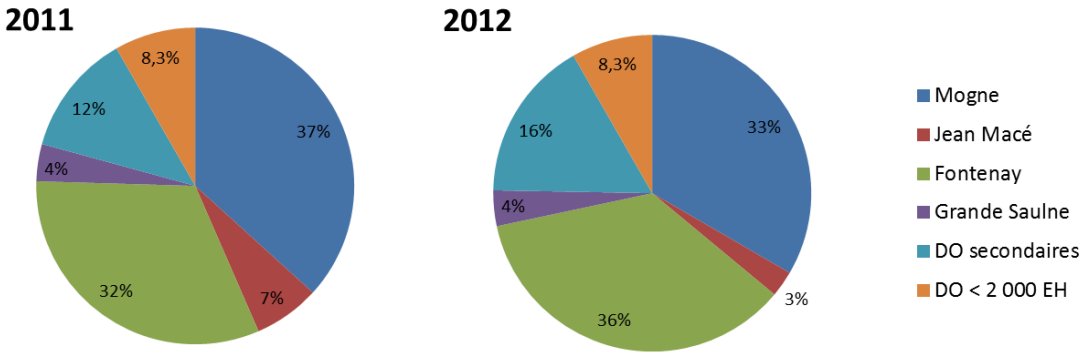


Figure 6-40 : Volumes déversés par chacun des principaux DO et par l'ensemble des DO secondaires (2 000 <DO< 10 000 EH) et < 2000 EH exprimés en pourcentage du volume total déversé par tous les DO

La répartition des rejets en 2012 est assez proche de celle mesurée en 2011 (Figure 6-40) et (Figure 6-36). Dans la suite de ce travail, nous étudierons les volumes et les charges rejetés au niveau des quatre principaux DO, individuellement, et étudierons la somme des volumes et des charges mesurés sur les DO secondaires et les petits DO.

Les temps de déversements annuels des quatre principaux DO varient entre 78 et 314 h en 2011 et 50 et 605 h en 2012. Ces importants écarts mettent en évidence la différence de fonctionnement entre les quatre DO et notamment entre le DO Grande Saulne, dont la surface active est nettement inférieure aux trois autres DO (voir paragraphe II.1.2.1 du Chapitre 1) mais qui déverse plus fréquemment de petits volumes. Les DO Mogne et Fontenay ont des comportements relativement proches, avec des temps de déversements légèrement supérieurs au niveau du DO Fontenay pour des volumes déversés très proches.

Tableau 6-13 : Données hydrauliques en 2011 et 2012 des déversoirs d'orages principaux (DO>10 000 EH), secondaires (2000<DO<10 000 EH) et inférieurs à 2000 EH (estimés pour 2012).

	Volume annuel déversé ($10^6.m^3$)		Temps de déversement (h)		Pourcentage du temps dans l'année (%)		Débit moyen lors des déversements ($m^3.s^{-1}$)		Jours maximal (m^3)	
DO principaux	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
Mogne	1,5	1,9	247	403	3	5	1,7	1,3	171711*	208112**
Jean Macé	0,3	0,2	78	50	1	1	1,0	0,8	44992*	32519
Fontenay	1,3	2,0	314	605	4	7	1,1	0,9	135513*	288457**
Grande Saulne	0,2	0,2	201	273	2	3	0,2	0,2	18748*	34356**
Total DO principaux	3,2	4,2								
Total DO secondaires	0,6	0,9								
Total DO<2000 EH	0,3	0,5								
Total	4,1	5,6								

* 27/11/2011
** 05/01/2012

Le nombre de déversements annuel des quatre principaux DO a été en moyenne légèrement supérieur en 2012 à celui de 2011 avec près de soixante déversements aux DO Mogne et Grande Saulne, cent-trois déversements au DO Fontenay et moins de vingt

déversements à Jean Macé (Figure 6-41). Le nombre particulièrement élevé de déversements au DO Fontenay est en partie due à des opérations de maintenance sur les vis de relèvement au niveau du poste de relèvement Fontenay 2 entrainant une élévation du niveau et un déversement au DO Fontenay en fin d'année 2012, ayant entrainé 9 jours de déversement sans pluie [*Métro*, 2012]. De plus, il est important de noter que le nombre de déversements est calculé en fonction du nombre de jours où il y a eu un déversement, ainsi, un déversement sur plusieurs jours sera comptabilisé comme plusieurs déversements.

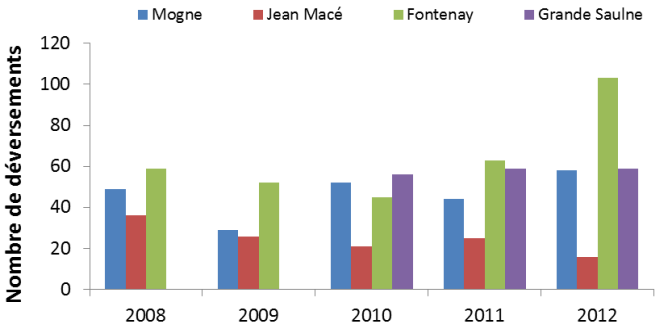


Figure 6-41 : Nombre de déversements annuels des 4 principaux DO entre 2008 et 2012 (Données Metro) (Données non disponibles pour le DO Grande Saulne avant 2010)

Toutefois, si l'on s'intéresse aux volumes rejetés lors de chaque épisode déversant en 2011, on remarque que pour les DO Jean Macé et Fontenay près de la moitié de ces déversements sont des déversements faibles de volumes inférieurs à 10 000 $m^3.j^{-1}$ (Tableau 6-14). Pour le DO Mogne, un tiers des déversements sont inférieurs à 10 000 $m^3.j^{-1}$ et pour le DO Grande Saulne, la quasi-totalité des déversements sont des déversements inférieurs à 10 000 $m^3.j^{-1}$.

Tableau 6-14 : Répartition des rejets par classes de volumes rejetés aux 4 principaux DO en 2011 [*Métro*, 2011]

	< 10 000 m³/jour	10 000 à 50 000 m³/jour	50 000 à 100 000 m³/jour	> 100 000 m³/jour	nombre total de jours*
La Mogne	15	9	13	7	44
Jean Macé	12	10	2	1	25
Fontenay I	29	17	10	5	61
La Grande Saulne	52	3	0	0	55

Comme le montre la Figure 6-42, la plupart des DO déversent en même temps. On remarque que la somme des volumes déversés par les DO secondaires est souvent proche du volume déversé par un des DO supérieurs à 10 000 EH, justifiant ainsi leur suivi. Cette Figure permet de replacer les neufs épisodes pluvieux déversants échantillonnés entre mars 2011 et mars 2012 et d'introduire leur importance respective en termes de volumes par rapport à l'ensemble des déversements observés.

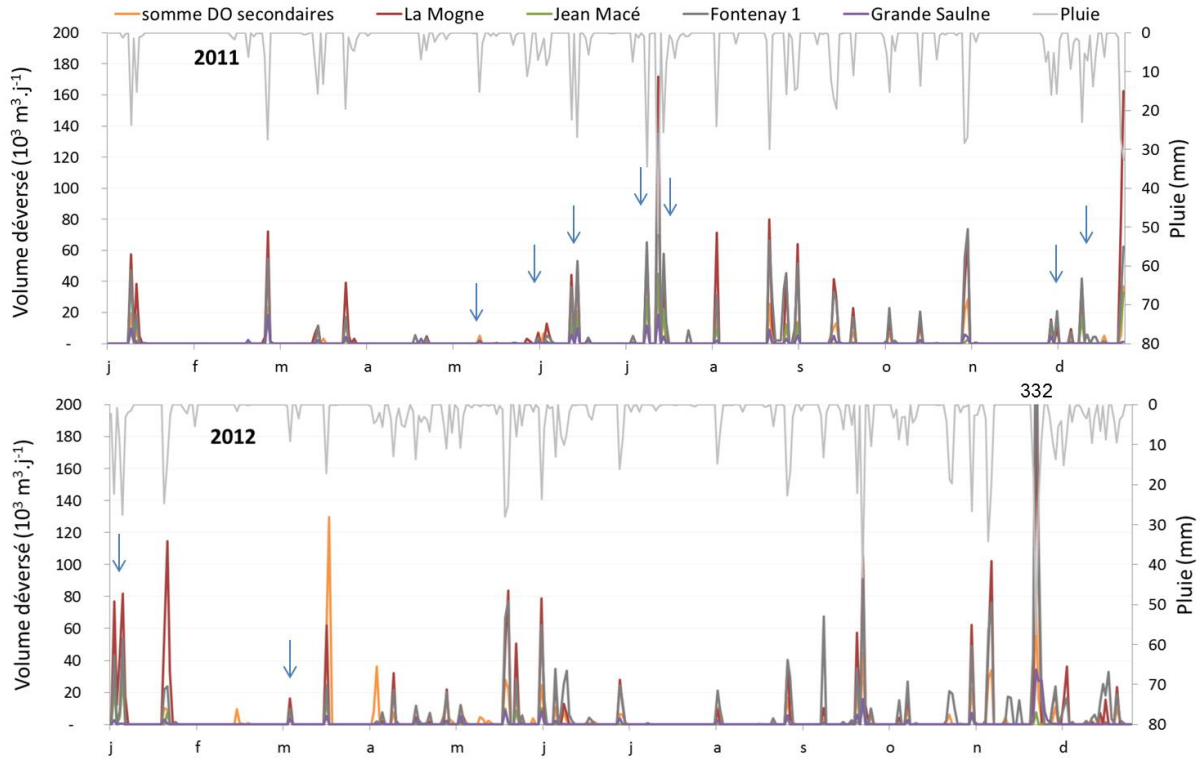


Figure 6-42 : Déversements journaliers des DO principaux et secondaires en 2011 et 2012 (les événements échantillonnés sont indiqués par une flèche)

b) Variabilité lors des événements pluvieux échantillonnés

On peut classer les événements déversant échantillonnés en fonction des volumes déversés ainsi (Tableau 14):

- 4 événements faibles ($v < 100\,000\ m^3$)
- 3 événements moyens ($100\,000 < v < 250\,000\ m^3$)
- 2 événements forts ($v > 250\,000\ m^3$)

Des écarts importants sont notables entre les différentes classes de DO et parmi les DO principaux. Les volumes rejetés par les DO < 2000 EH sont très faibles et ne dépassent pas $5.10^3\ m^3$ par événement (Figure 6-43). Les volumes rejetés par les DO secondaires, compris entre 2000 et 10000 EH et le DO Grande-Saulne (GS) se déversant dans le Furon sont bien inférieurs aux DO Mogne (M), Jean Macé (JM) et Fontenay (F) se déversant dans l'Isère. La variabilité des volumes déversés par les 3 plus importants DO est très grande. Ceci s'explique en partie par le caractère très variable des déversements d'un événement à l'autre fonction de l'intensité maximale de la pluie et de la durée et du cumul de l'événement pluvieux (Tableau 6-9). Le DO Fontenay est le plus variable avec des volumes déversés variant entre 0 et $90.10^3\ m^3$ par événement, en raison de la taille de son bassin versant supérieure à celles des autres DO et par la variabilité spatiale de la pluie sur ce bassin.

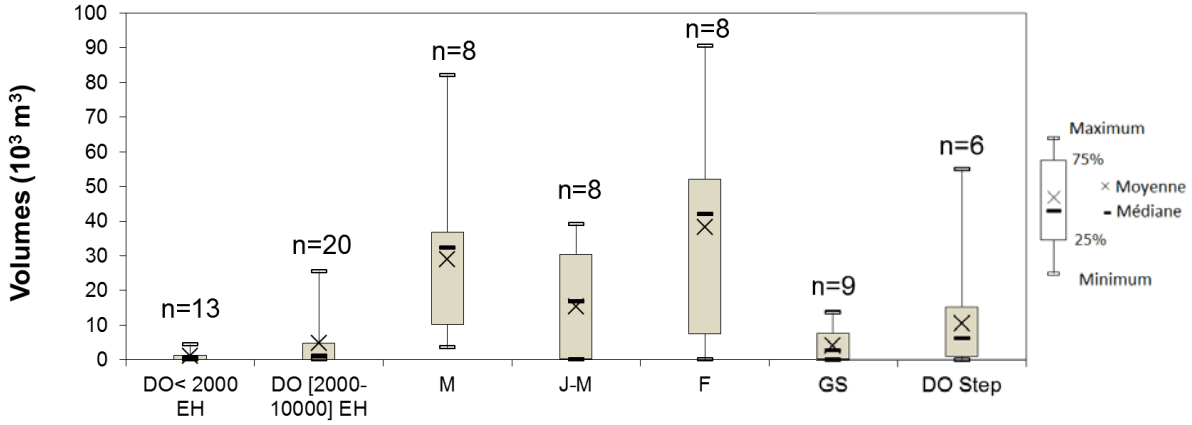


Figure 6-43 : Variabilité spatiale des volumes déversés par les différentes tailles des DO lors des événements pluvieux échantillonnés

La variabilité temporelle au sein des 4 principaux DO est également très importante entre les neufs événements pluvieux échantillonnés (Figure 6-44). Au DO Fontenay par exemple, les volumes déversés varient entre 0 et 90.10^3 m^3. Le DO Fontenay est celui qui a vu le plus grand volume déversé sur les pluies échantillonnées entre mai et décembre 2011, tandis que sur les autres le DO Mogne est le plus déversant (Figure 6-44). Au sein d'un même événement, le caractère localisé de certaines pluies ainsi que les nombreux autres paramètres pouvant influencer le déversement au sein de chaque sous bassin entrainent de grands écarts de volumes entre les différents DO, c'est notamment le cas pour les pluies de juillet 2011 et du 05 janvier 2012 (Figure 6-44).

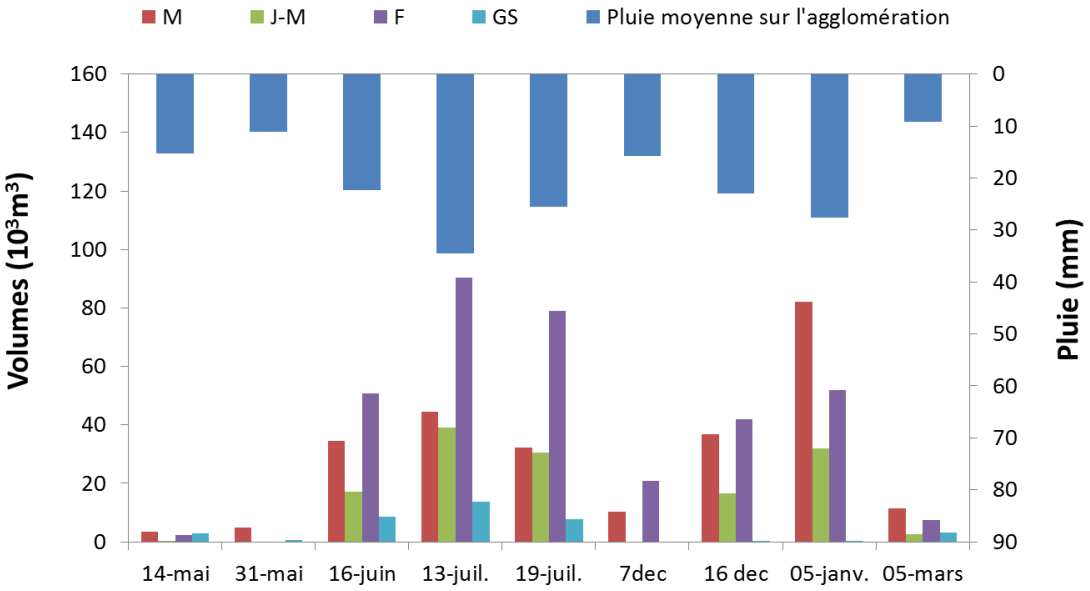


Figure 6-44 : Variabilité temporelle des volumes déversés par les 4 principaux DO

6.3.1.4. Répartition des volumes déversés par le réseau entre la Step et les DO

Ramenés à l'année, les volumes déversés par la Step lors des événements pluvieux échantillonnés sont faibles (0,1 à 0,5 % des volumes annuels déversés). Cependant, à l'échelle événementielle, ces volumes (132.10^3 à 356.10^3 m^3) peuvent être supérieurs à ceux rejetés par les DO (Tableau 6-15).

Les volumes déversés par les DO > 10 000 EH sont globalement proportionnels aux cumuls de la pluie moyenne sur l'agglomération (Tableau 6-15). Les rejets de la Step lors des événements suivis sont en revanche peu corrélés à la pluie.

6.3.1.5. Proportion des événements échantillonnés par rapport aux déversements annuels

Sur la durée de l'étude, la somme des volumes déversés lors des 9 événements pluvieux échantillonnés représente près d'un tiers des volumes déversés par l'ensemble des DO d'avril 2011 à mars 2012 (Tableau 6-15).

Tableau 6-15 : Proportion des déversements de l'ensemble des DO et de la Step lors des pluies échantillonnées

Date	Pluie moyenne sur l'agglomération (Cumul moyen des 8 pluviomètres Régie) (mm)	Volume déversé par l'ensemble des DO (10^3m^3)	% du volume annuel déversé par les DO	Volume déversé par la Step (10^3m^3)	% du volume annuel déversé par la Step
14-mai-11	15	27	0,6%	132	0,2%
31-mai-11	11	43	1,0%	356	0,5%
16-juin-11	22	234	5,5%	151	0,2%
13-juil.-11	34	295	7,0%	156	0,2%
19-juil.-11	26	280	6,6%	230	0,3%
7-déc.-11	16	32	0,8%	266	0,3%
16-déc.-11	23	118	2,8%	273	0,3%
5-janv.-12	28	204	4,8%	207	0,3%
05-mars-12	9	27	0,6%	56	0,1%
Total avril 2011-mars 2012		4238	29,7%	78940	2,3%
17-mars-13	25	94	-	285	-

Afin d'avoir une mesure supplémentaire pour caractériser les concentrations en éléments traces métalliques dans les RUTP, une campagne d'échantillonnage a été effectuée dans la nuit du 17 au 18 mars 2013 au niveau du DO Step (Tableau 6-15).

6.3.2. Variation des concentrations en MES dans les rejets urbains

6.3.2.1. Variabilité des rejets en sortie de Step

En période de fonctionnement de temps sec, les eaux rejetées en sortie de la station d'épuration d'Aquapôle ne doivent pas dépasser 0,031 $g.L^{-1}$ de MES sur un échantillon moyen de 24h (arrêté préfectoral n° 201-356-0027 du 22/12/2011) sauf en cas de travaux ou dysfonctionnements faisant l'objet d'autorisations de dépassement exceptionnel de cette concentration.

En période de temps de pluie, les concentrations moyennes en MES dans les eaux déversées au niveau du DO Step sont de 0,231 $g.L^{-1}$ en 2011 et de 0,315 $g.L^{-1}$ en 2012 (Tableau 6-16) tandis que celles au niveau de l'écrêtage amont sont de 0,327 et 0,231 $g.L^{-1}$.

Sur l'année, les concentrations moyennes de l'ensemble des eaux en sortie de Step (eaux traitées et eaux « by-passées ») étaient de 0,033 $g.L^{-1}$ (0,005-0,248) en 2011 et de 0,024 $g.L^{-1}$ (0,003-0,131) en 2012 (Tableau 6-16). Les concentrations en MES dans les eaux en sortie de Step sont relativement constantes durant l'année, avec une baisse des concentrations notables durant l'été en raison de la diminution de la population présente (Figure 6-45). On observe une diminution des concentrations en MES entre 2011 et 2012 (Figure 6-45) due à une amélioration du rendement d'épuration des MES de la station d'épuration de 74,8 à 78 % [*Métro*, 2011, 2012]. Les dépassements de la norme correspondent aux périodes de pluies et ou de dysfonctionnements exceptionnels de la station (Figure 6-45).

Tableau 6-16 : Concentrations minimum-maximum et [moyenne] en MES en sortie de Step Aquapole en 2011 et 2012

Concentrations annuelles	MES ($g.l^{-1}$)	
	2011	2012
DO Step	0,054-0,856 **[0,231]**	0,026-1,126 **[0,315]**
Ecrétage amont	0,035-1,870 **[0,327]**	0,054 -0,856 **[0,231]**
Rejet Isère	0,005-0,248 **[0,033]**	0,003-0,131 **[0,024]**

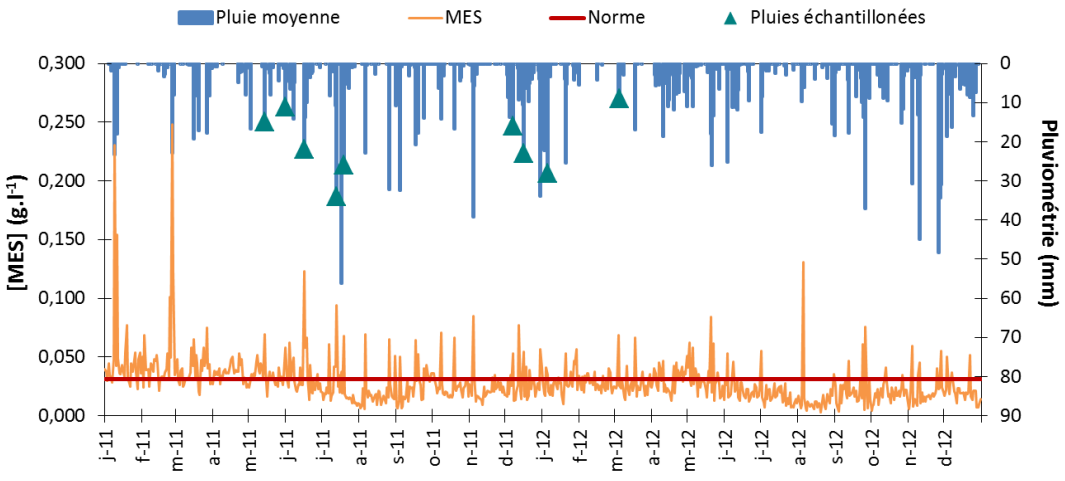


Figure 6-45 : Evolution des concentrations en MES journalières moyennes en sortie de Step et de la pluviométrie, et pluie échantillonnées en 2011 et 2012

6.3.2.2. Variabilité spatio-temporelle des déversements dans les DO et au DO Step lors des événements pluvieux suivis

La synthèse des concentrations en MES mesurées dans le réseau lors des neuf campagnes de temps de pluie réalisées dans le cadre du Schéma Directeur est présentée ci-

dessous (Tableau 6-17). On remarque que lors de la pluie du 31 mai, seul le DO Grande Saulne a déversé en raison de la localisation de la pluie. En l'absence de données sur les charges au niveau des DO, la classification des DO était jusqu'alors basée sur le nombre d'équivalents habitants raccordés à chaque DO. Suite aux mesures du schéma directeur, il s'est avéré qu'un des DO, classé dans les DO moyens, déversait moins de 600 kg DBO5.j^{-1} et qu'un DO, jusqu'alors classé inférieur à 2000 EH, déversait plus de 600 kg DBO5.j^{-1}. La classification et la déclaration des rejets de ces DO ont donc évolué en conséquence depuis 2013.

Tableau 6-17 : Concentrations moyennes événementielles en MES sur l'ensemble des DO et en entrée et sortie de Step lors des 9 événements suivis (concentrations événementielles moyennes en g.L^{-1})

		14-mai	31-mai	16-juin	13-juil	19-juil	7dec	16 dec	05-janv	05-mars
Step	Entrée STEP	0,400	0,170	0,868	0,730	0,087	0,088	0,137	0,089	0,441
	Rejet STEP	0,027	0,050	0,282	0,160	0,044	0,037	0,037	0,052	0,026
DO > 10 000 EH	Mogne	0,320		0,813	0,260	0,217	0,128	0,133	0,128	0,333
	Jean macé	0,052		0,316	0,420	0,144	0,042	0,160	0,099	0,199
	Fontenay 1	0,520		0,515	0,143	0,315	0,072	0,106	0,091	0,400
	GS	0,009	0,020	0,322	0,056	0,065	0,028	0,080	0,037	0,091
DO [2 000-10 000] EH	Bergès	0,086		0,158	0,260	0,033		0,044	0,036	
	Mogne/ZUP	0,290		0,110	0,240	0,038	0,069	0,125	0,039	
	Jaurès/verderet			0,036	0,130	0,056				
	DO CHU						0,050	0,430	0,086	
	DO Bayardières								0,048	
DO < 2 000 EH	Moyenne 1-2 DO /7	0,135	0,170	0,263	0,335	0,074	0,043	0,068	0,208	0,212

a) Variabilité spatiale des déversements

Parmi les DO supérieurs à 10 000 EH, les concentrations moyennes varient de 0,08 g.L^{-1} au DO Grande-Saulne à 0,29 g.L^{-1} au DO Mogne (Figure 6-46). Les concentrations au DO Grande-Saulne sont particulièrement faibles du fait de la forte présence d'eaux claires parasites sur le bassin de Grande Saulne, dont la part a été estimée à 90 % dans le cadre du schéma directeur. Les concentrations dans les DO Mogne et Fontenay sont les plus variables (0,10 à 0,80 g.L^{-1}) tandis que les concentrations dans les DO Jean-Macé et Grande Saulne n'ont pas dépassé 0,420 g.L^{-1} (Figure 6-46).

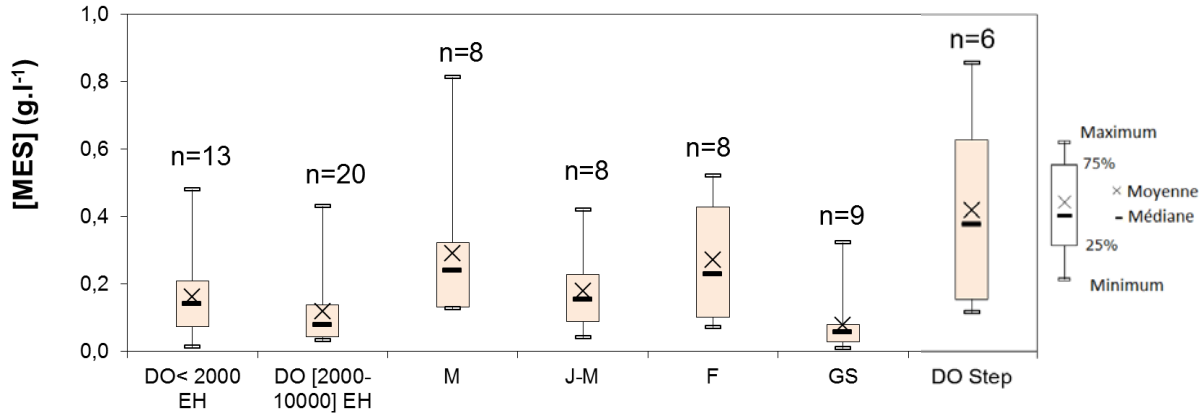


Figure 6-46 : Variabilité des concentrations en MES dans l'ensemble des DO échantillonnés lors des 9 campagnes de temps de pluie (les données pour les DO<10 000 EH sont issues de plusieurs DO lors des 9 campagnes)

Il est notable que la concentration moyenne en MES dans les 4 DO principaux est inférieure à la concentration moyenne mesurée au niveau du DO Step lors des neuf événements échantillonnés, qui est de 0,334 $g.L^{-1}$ (Tableau 6-18). Ceci peut indiquer une mauvaise représentativité des rejets moyens au niveau des 4 principaux DO par la concentration au niveau du DO de la Step et souligne l'effet majorateur de l'application de la concentration au DO Step aux autres DO que nous détaillerons dans le paragraphe suivant.

Tableau 6-18 : Concentrations moyennes en MES par taille de DO lors des 9 événements pluvieux suivis (concentrations moyennes, minimum et maximum)

	[MES] moyenne (g.l-1)
DO Step	0,087-0,868 (0,334)
DO < 2000 EH	0,013-0,480 (0,161)
DO [2000-10000] EH	0,033-0,430 (0,118)
DO > 10 000 EH	0,009-0,813 (0,201)
Ensemble DO Grenoble	**0,009-0,813 (0,168)**

Les concentrations moyennes en MES lors de ces neuf événements de pluies sont de 0,161 $g.L^{-1}$ dans les DO inférieurs à 2000 EH et de 0,118 $g.L^{-1}$ dans les DO compris entre 2000 et 10000 EH (Tableau 6-18). Ces concentrations moyennes sont du même ordre de grandeur que les concentrations observées dans les RUTP de grosses agglomérations telles que Paris (0,279 $g.L^{-1}$) [*Gasperi*, 2006] ou Lyon (0,131 $g.L^{-1}$) [*Becouze-Lareure*, 2010] (Tableau 6-19).

Tableau 6-19 : Comparaison des concentrations en MES mesurées dans les bassins unitaires de l'agglomération grenobloise avec des bassins unitaires d'autres agglomérations françaises

Lieu	Bassins	Surface (ha)	Occupation	Nombre d'événements	[MES] min-max (moyenne) (g.l-1)	Source	Années
Grenoble	4 bassins principaux	200-600	urbain	**9**	**0,009-0,813 (0,201)**	SD	2011-2012
Paris	6 bassins (OPUR 2)	42-2581	urbain dense	**27**	**0,174-0,403 (0,279)**	Gasperi, 2006	2001-2006
	Marais (OPUR 1)	42	urbain dense	**24-68**	**0,121-0,937 (0,221)**	Gromaire, 2001	1996-1997
Lyon	Ecully (OTHU)	245	résidentiel	**12**	**0,057-0,284 (0,131)**	Becouze-Laleure, 2010	2008-2009

b) Variabilité temporelle des déversements

Il est à noter que seul le DO Grande Saulne a déversé lors de la pluie du 31 mai, expliquant l'absence de variabilité spatiale lors de cet événement. De façon analogue aux volumes, les concentrations en MES varient assez fortement d'un événement à l'autre au sein d'un même bassin. Ainsi, le 7 décembre 2012, les concentrations en MES de l'ensemble des DO échantillonnés ont été inférieures à 0,1 $mg.L^{-1}$ tandis que le 16 juin 2011, elles varient entre 0,3 et 0,9 $g.L^{-1}$ (Figure 6-47).

On constate que les concentrations en MES ne sont pas de façon évidente corrélées au cumul pluviométrique (Figure 6-47). Ainsi, les pluies du 16 juin et du 16 décembre, de cumuls pluviométriques proches (respectivement 22 et 23 mm en moyenne sur l'agglomération) ont entrainé des déversements de concentrations en MES très variées de 0,3 $g.L^{-1}$ à 0,9 $g.L^{-1}$ le 16 juin, et inférieures à 0,2 $g.L^{-1}$ le 16 décembre (Figure 6-48). Ceci peut s'expliquer par de nombreux facteurs dont la différence de durée de temps sec précédant les deux événements, ainsi que par l'intensité maximale des pluies, toutes deux supérieures dans le cas de la pluie du 16 juin 2011 (Tableau 6-9).

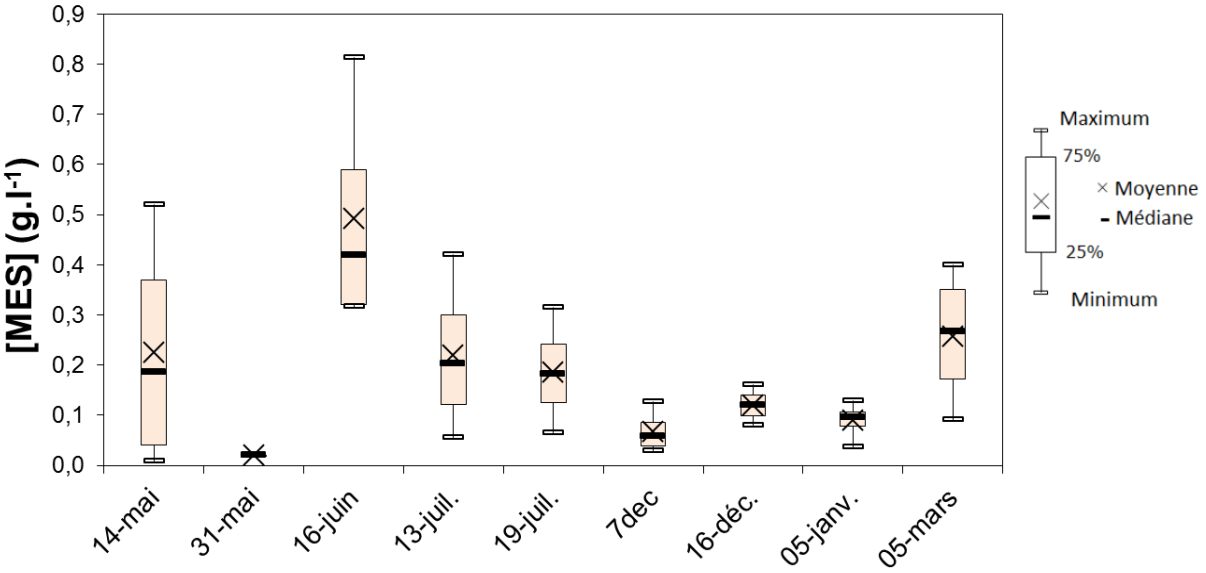


Figure 6-47 : Variabilité intra évènement des concentrations en MES dans les 4 principaux DO lors de chaque épisode pluvieux échantillonné

6.3.2.3. Comparaison des concentrations aux principaux DO et au DO Step

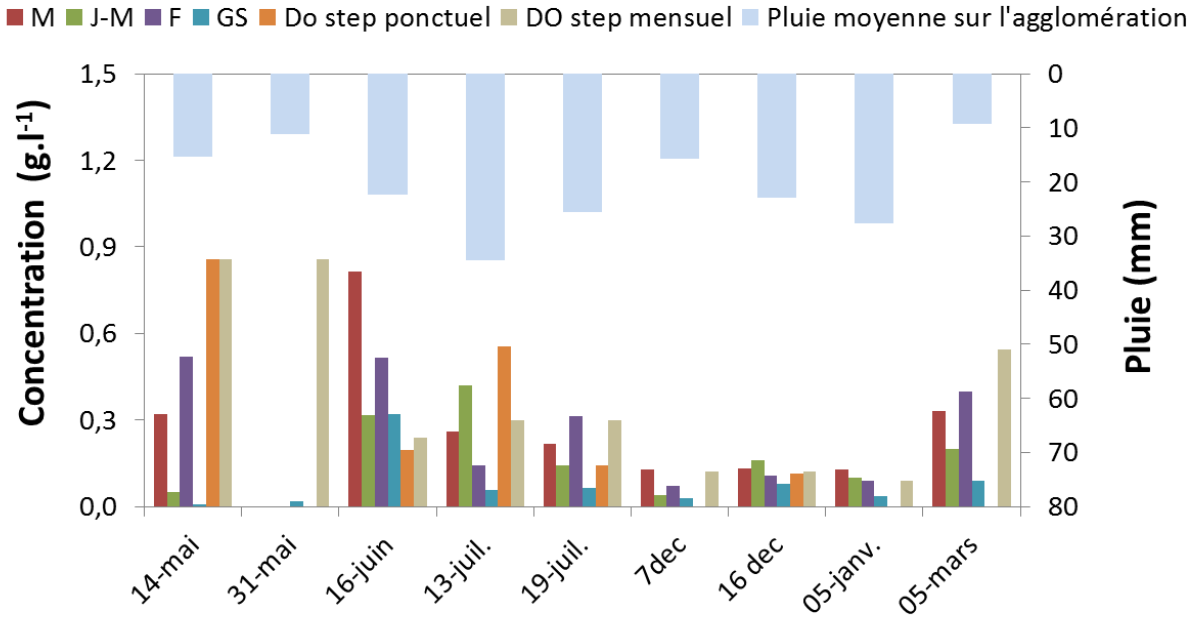


Figure 6-48 : Réponse des concentrations en MES déversées par les 4 principaux DO et le DO Step en fonction du cumul pluviométrique enregistré en moyenne sur l'agglomération

Comme évoqué précédemment, jusqu'à présent, les charges déversées par les DO supérieurs à 10 000 EH et {2000-10000} EH étaient estimées à partir des concentrations moyennes mensuelles mesurées au niveau du DO de la Step. Les mesures réalisées dans le cadre du Schéma Directeur avaient pour objectif d'adapter le mode d'évaluation en fonction de la diversité des concentrations observées. Nous avons ici cherché à comparer également les différents résultats avec les concentrations en MES ponctuelles mesurées au niveau du DO Step lors de chaque campagne de temps de pluie.

La comparaison des mesures issues des neuf campagnes de temps de pluie montrent que les concentrations varient fortement entre les principaux DO et le DO Step (Figure 6-48). Différents cas de Figure sont observés lors des campagnes d'échantillonnage. Lors des événements pluvieux du 14 mai, du 13 juillet et du 5 mars 2012 par exemple, la concentration en MES au niveau du DO Step est 2 à 4 fois supérieure aux concentrations dans les 4 principaux DO tandis que c'est l'inverse lors des pluies du 16 juin et du 19 juillet (Figure 6-48). La pluie du 16 décembre est relativement homogène en terme de concentrations en MES sur l'ensemble des DO principaux et du DO Step. Les résultats issus du schéma directeur préconisent ainsi d'utiliser la moyenne des concentrations issues des 9 campagnes de temps de pluie pour chacun des DO principaux. Nous détaillerons ces résultats par la suite en comparant les flux obtenus par les différentes approximations évoquées.

6.3.3. Variabilité des flux de MES

6.3.3.1. Synthèse des flux sur le réseau lors des campagnes de temps de pluie

a) Proportion des flux en sortie de Step et aux DO

Les flux de MES déversés lors des neuf déversements de temps de pluie suivis sont très variables avec des déversements totaux du système d'assainissement fluctuant entre 5 t (le 31 mai 2011) et plus de 100 t de MES (le 16 juin 2011) (Figure 6-49). Comme évoqué précédemment, la part des DO < 2000 EH est à peine visible en terme de flux de MES. Celle des DO compris entre 2000 et 10 000 EH est également limitée lors de ces pluies.

Sur l'ensemble des rejets totaux déversés au milieu naturel, on observe que la part des déversements par les DO est supérieure à celle des rejets STEP pour six des neuf événements pluvieux déversants suivis. Cette part est très fluctuante et varie entre 5 % le 31 mai 2011 et près de 80 % le 19 juillet 2011 (Tableau 6-20). Si en moyenne sur les événements suivis, la part des DO dans la totalité des rejets de MES du réseau est de 59 % (Tableau 6-20), elle reste limitée à 5 % à l'échelle annuelle (cf paragraphe 6.3.1.1).

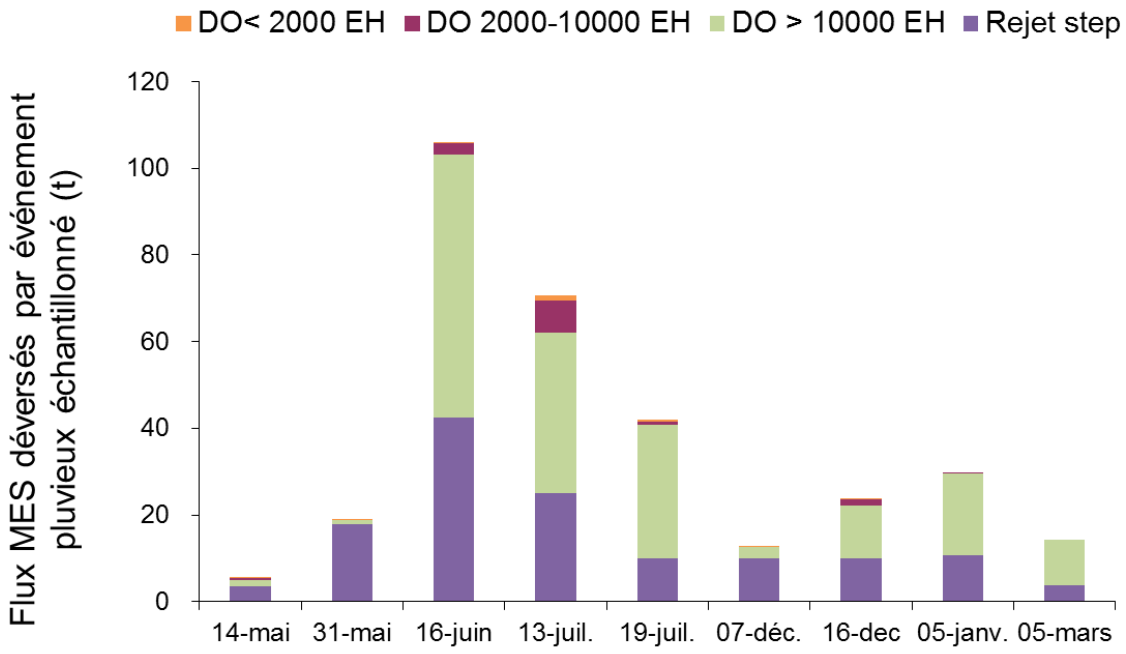


Figure 6-49 : Répartition des flux de MES déversés par les DO et par la Step lors des campagnes de temps de pluie (le rejet Step comprend les rejets par le DO Step)

Tableau 6-20 : Flux de MES déversés par le système d'assainissement lors des neufs événements pluvieux suivis (le DO Step est inclus dans les rejets)

	MES (t)									
Rejets	14-mai	31-mai	16-juin	13-juil.	19-juil.	07-déc.	16-dec	05-janv.	05-mars	Somme événements
DO< 2000 EH	0,06	0,03	0,21	1,27	0,53	0,08	0,01	0,00	0,00	2
DO 2000-10000 EH	0,4	0,001	2,6	7,2	0,8	0,0	1,4	0,3	0,0	13
DO > 10000 EH	1	0,93	61	37	31	3	12	19	11	175
Somme DO	2	1	64	46	32	3	13	19	11	190
Rejet step	4	18	42	25	10	10	10	11	4	133
Flux total par événement	**5**	**19**	**106**	**71**	**42**	**13**	**24**	**30**	**14**	**323**
% Flux DO / Flux total	**35%**	**5%**	**60%**	**65%**	**76%**	**23%**	**57%**	**64%**	**73%**	**59%**

Le calcul des flux spécifiques (en $kg.ha^{-1}$) est présenté ici sur les quatre principaux DO pour lesquels des mesures de surfaces actives ont été réalisées lors du schéma directeur (voir Chapitre 2). Les flux spécifiques médians sont compris entre 2 et 30 $kg.ha^{-1}$, et sont proches de ceux mesurés sur les bassins parisiens (Tableau 6-21). L'écart entre les valeurs extrêmes (0,1 et 116 $kg.ha^{-1}$) est relativement élevé comparé aux études réalisées sur d'autres bassins urbains français. Les valeurs basses peuvent s'expliquer par la forte présence d'eaux claires parasites sur les réseaux grenoblois, tandis que les maximums peuvent résulter de l'échantillonnage de pluies intenses (supérieures à 10 mm) ayant pu entraîner une remobilisation de charges déposées au sein des réseaux. Les faibles flux observés au DO Grande Saulne sont dus à l'origine de ce collecteur qui était initialement un ruisseau, et qui fut transformé en collecteur au moment de la construction de la Step et draine donc un ruisseau.

Tableau 6-21 : Comparaison des flux spécifiques calculés sur les bassins des principaux DO grenoblois avec des exemples de la littérature (min-max, (médiane), *d10, d90)

Ville	Bassin	Occupation	Réseau d'assainissement	Surface totale et (surface active) (ha)	Nombre d'événements	Flux de MES (kg.ha-1)	Source	Années
Grenoble	Mogne Jean-Macé Fontenay Grande Saulne	urbain	unitaire	600 (350) 470 (100) 420 (160) 200 (80)	9	1,5-104 (16) 0,1-112 (30) 5,3-116 (29) 0,1-25 (2)	SDA	2011-2012
Paris	6 bassins OPUR	urbain dense	unitaire	42-2581 (29-1721)	27	10-91* (27)	Gasperi, 2006; Kafi, 2006	2003-2006
	Sébastopol		unitaire	112 (82)	6 à 13	6-35* (19)		
	Quais		unitaire	402(257)	7 à 10	10-34* (15)		
	Marais		unitaire	42 (29)	24 à 68	9-37* (18)	Gromaire, 2001	1996-1997
Lyon	Ecully (OTHU) Chassieu (OTHU)	résidentiel industriel	unitaire séparatif pluvial	245 (60) 185 (54)	12 14	2-17 (6) 0,1-25 (5)	Becouze-Laleure,	2008-2009

b) Confrontation avec les flux dans le milieu naturel

Au regard des flux journaliers transités dans le milieu récepteur lors des neuf événements étudiés, les rejets de MES de la Step et des DO restent limités, même lorsque les conditions du milieu récepteur paraissaient particulièrement sensibles (Figure 6-50). Nous étudierons par la suite l'influence de l'ensemble des déversements survenus en 2011 et 2012 en estimant les flux événementiels sur la base des concentrations mesurées lors des déversements échantillonnés.

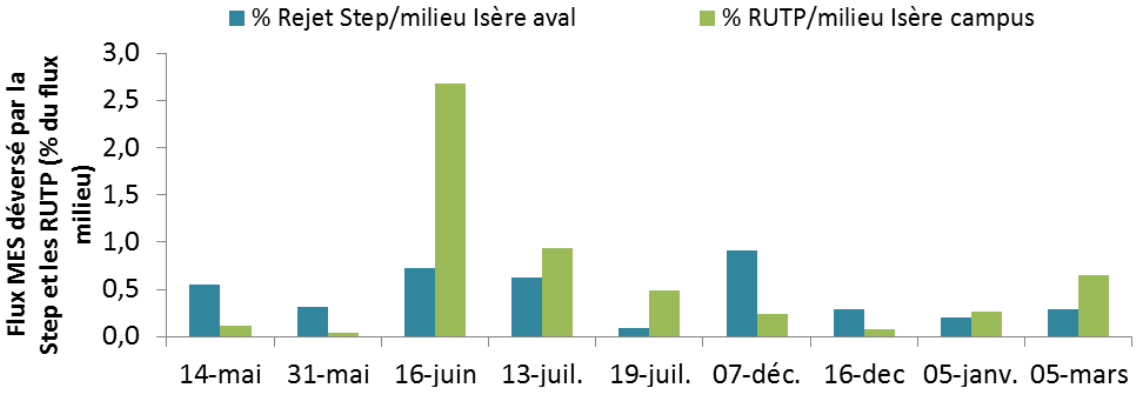


Figure 6-50 : Flux de MES transités dans le milieu naturel et déversé par le réseau lors des campagnes de temps de pluies échantillonnées

c) Comparaison des flux au DO Step et aux DO principaux

Les mesures réalisées dans le cadre du schéma directeur d'assainissement ont montré qu'il semblait plus juste d'utiliser pour chacun des principaux DO la concentration moyenne calculée à partir des concentrations mesurées lors des neuf campagnes de temps de pluie plutôt que les concentrations mensuelles au DO Step. Afin de confirmer ces résultats, les flux issus des différentes méthodes ont été calculés et comparés aux mesures de terrain (Figure 6-51).

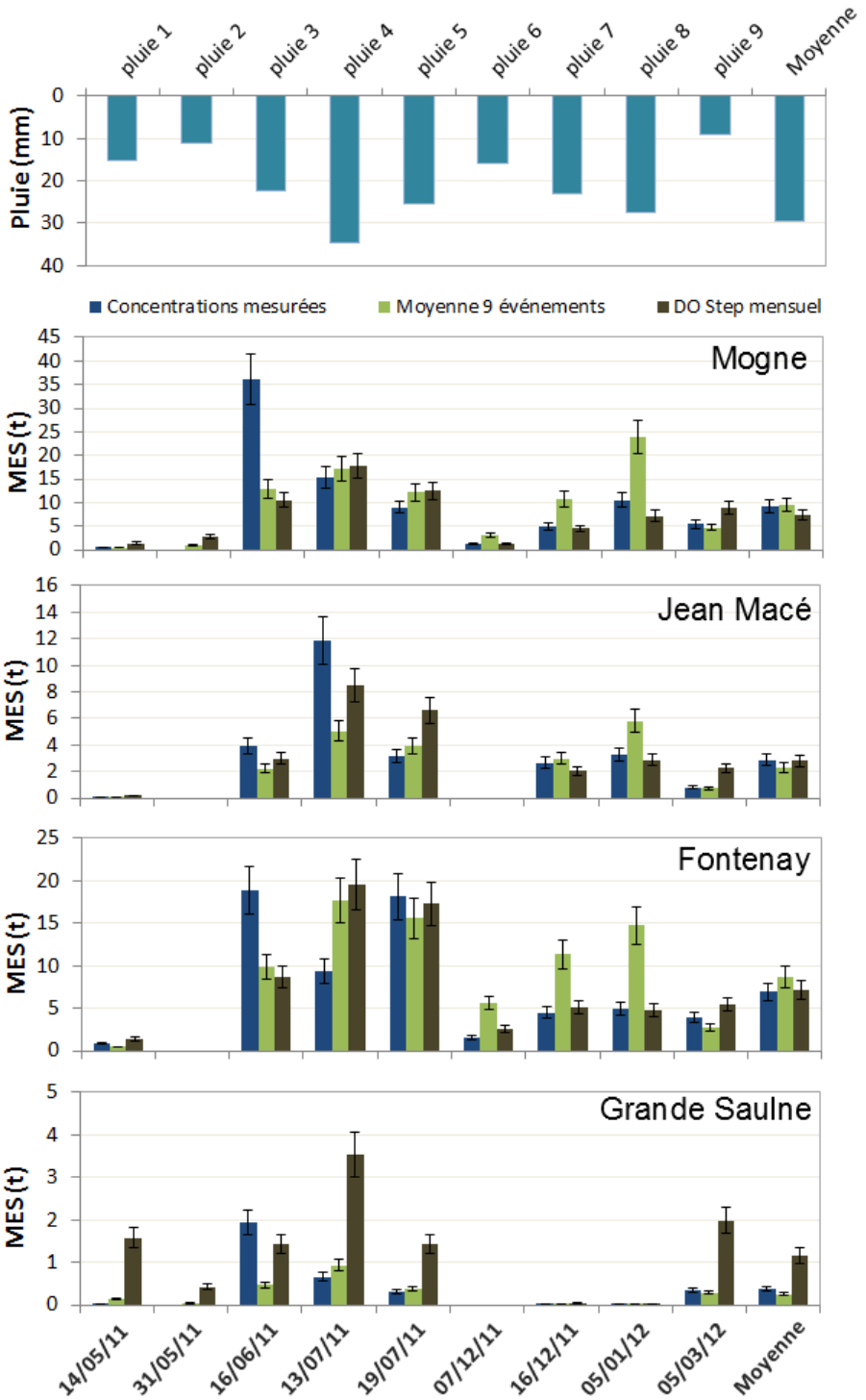


Figure 6-51 : Comparaison des flux calculés à partir des concentrations mesurées lors de chaque événement pluvieux échantillonné, des concentrations moyennes sur les 9 pluies et des concentrations mensuelles mesurées au niveau du DO Step

Au niveau des DO Mogne et Grande Saulne, où les concentrations sont beaucoup plus faibles qu'aux autres DO et à la Step en raison de l'apport d'eaux claires parasites permanentes, l'utilisation d'une concentration moyenne en MES par DO semble estimer des flux nettement plus proche des flux mesurés. Concernant les DO Jean Macé et Fontenay, la concentration mensuelle au niveau du DO Step donne des flux légèrement plus proches des flux mesurés.

En effet, pour les événements moyennement à faiblement concentrés, l'utilisation de la moyenne sur les neuf événements échantillonnés entraine une surestimation des flux, d'autant plus accentuée lorsque les débits ont été importants comme c'est le cas lors des pluies du 16 décembre 2011 et du 5 janvier 2012.

A l'inverse, l'emploi d'une moyenne entraine une sous-estimation des flux lors des événements les plus concentrés comme celui du 16 juin 2011 en particulier. A l'échelle des neuf événements, ces écarts se compensent et le flux moyen sur les neufs événements, calculé à partir de la moyenne pour chaque DO, est très proche du flux calculé à partir de la moyenne mensuelle au DO Step.

Lorsque que l'on regarde la somme des flux déversés par l'ensemble des quatre DO principaux (174 t) (Tableau 6-22), les flux estimés à partir des concentrations mensuelles au DO Step (167 t) ou de la médiane des concentrations mesurées à chaque DO (156 t) entrainent tous deux une sous-estimation des flux (Tableau 6-22) tandis que les flux estimé à partir de la moyenne à chaque DO (187 t) est plus proche du flux total mesuré.

Afin de ne pas sous-estimer les fux de MES issus des DO, il apparait donc préférable d'utiliser les concentrations moyennes mesurées à chaque DO, comme préconisé par les résultats du schéma directeur. Nous allons donc par conséquent dans la suite de cette étude appliquer les concentrations moyennes par DO pour le calcul du flux annuel de MES déversé par les DO.

Tableau 6-22 : Synthèse des flux de MES calculés à partir de la moyenne et médiane à chaque DO sur les neufs événements déversants échantillonnés ou la moyenne mensuelle au DO Step

		Flux MES (t)										
	Concentration utilisée	14/05/11	31/05/11	16/06/11	13/07/11	19/07/11	07/12/11	16/12/11	05/01/12	05/03/12	Total par DO	Somme des DO
Mogne	Mesure	0,5		36,1	15,4	9,0	1,3	4,9	10,5	5,4	83	174
	Moyenne 9 événements	0,5	0,9	12,9	17,2	12,2	3,0	10,8	23,9	4,7	86	187
	Médiane 9 événements	0,4	0,8	10,6	14,1	9,9	2,4	8,8	19,6	3,9	70	156
	DO Step mensuel	1,4	2,7	10,5	17,7	12,5	1,2	4,5	7,2	8,8	67	167
Jean Macé	Mesure	0,0		3,9	11,9	3,2	0,0	2,7	3,2	0,8	26	
	Moyenne 9 événements	0,0	0,0	2,2	5,1	4,0	0,0	3,0	5,8	0,7	21	
	Médiane 9 événements	0,0	0,0	1,9	4,3	3,4	0,0	2,5	4,9	0,6	18	
	DO Step mensuel	0,2	0,0	3,0	8,5	6,6	0,0	2,0	2,9	2,2	25	
Fontenay	Mesure	0,9		18,8	9,3	18,2	1,5	4,5	5,0	4,0	62	
	Moyenne 9 événements	0,4	0,0	9,9	17,6	15,6	5,6	11,4	14,7	2,7	78	
	Médiane 9 événements	0,4	0,0	8,4	14,9	13,2	4,8	9,6	12,5	2,3	66	
	DO Step mensuel	1,4	0,0	8,7	19,6	17,3	2,5	5,1	4,8	5,4	65	
Grande Saulne	Mesure	0,0	0,1	1,9	0,7	0,3	0,0	0,0	0,0	0,3	3	
	Moyenne 9 événements	0,1	0,0	0,5	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	0,3	2	
	Médiane 9 événements	0,1	0,0	0,3	0,7	0,3	0,0	0,0	0,0	0,2	2	
	DO Step mensuel	1,6	0,4	1,4	3,5	1,4	0,0	0,0	0,0	2,0	10	

6.3.3.2. Estimation des déversements annuels

a) A la Step à partir des mesures d'autosurveillance

En 2011, les flux journaliers de MES en sortie de la Step ont fluctué entre 1 et 78 $t.j^{-1}$ (Figure 6-52), avec en moyenne 7,4 $t.j^{-1}$ de MES déversées à l'Isère, et un rejet total sur l'année de 2707 t de MES (Tableau 6-23). En 2012, les flux de MES ont été légèrement

inférieurs avec 2144 t de MES déversées sur l'année. Le flux journalier moyen fut de 5,9 $t.j^{-1}$, et a varié entre 0,5 et 32 $t.j^{-1}$ (Tableau 6-23).

En 2011 et 2012, la part des rejets de MES de la Step due au fonctionnement du DO Step est de 3 %, soit respectivement 84 et 65 t de MES (Tableau 6-23). Celle de l'écrêtage amont est supérieure et représente 11 % en 2011 et 7 % en 2012, soit 286 et 158 t par an. L'ensemble des eaux traitées en temps sec et en temps de pluie représente entre 86 et 90 % du flux total déversé par la Step au milieu récepteur sur une année.

Tableau 6-23 : Synthèse des flux de MES déversés en sortie de Step en 2011 et 2012 (les rejets du DO Step sont compris dans les rejets totaux vers l'Isère)

		Flux MES moyen ($t.j^{-1}$) et % du temps de fonctionnement sur l'année		Flux total déversé (t) et % du rejet total Step	
		2011	2012	2011	2012
Temps de pluie	DO Step	2,8 (0,03-18) n=30	4,3 (0,04-28) n=17	84	65
		8%	5%	*3%*	*3%*
	Ecrétage amont	0,7 (1-86) n=50	0,4 (0,2-52) n=60	286	158
		14%	16%	*11%*	*7%*
	Eau traitée	10,7 (2,9-47,9) n=58	7,7 (0,8-16,9) n=64	619	492
		16%	18%	*23%*	*23%*
Temps sec	Eau traitée	5,6 (1-20,7) n=307	4,7 (0,5-15,8) n=300	1 718	1 429
		84%	84%	*63%*	*67%*
Annuel	Rejet total Step	7,4 (1-78)	5,9 (0,5-32)	2 707	2 144

Les rejets totaux de la Step exprimés en pourcentage du flux de MES transité dans l'Isère à l'aval de la station d'épuration varient entre 0,1 et 16 % (Figure 6-52b) sur la période d'étude. Les proportions les plus importantes sont observées lors de deux fortes pluies survenues en janvier et mars 2011, lorsque le flux naturel de MES de l'Isère est faible. A l'inverse, les fortes pluies d'été sont peu visibles proportionnellement aux flux transités dans l'Isère à cette période.

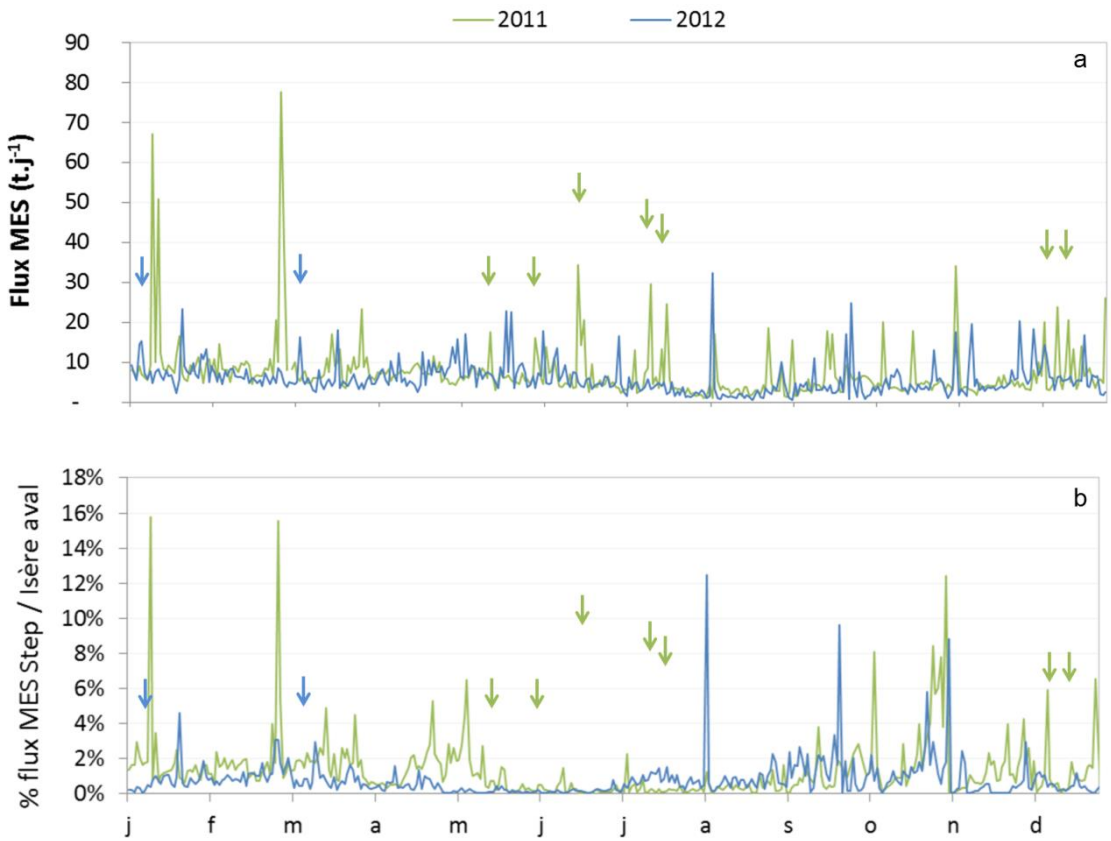


Figure 6-52 : a) Flux journaliers de MES en sortie de la station d'épuration Aquapole en 2011 et 2012 b) proportion des flux de MES journaliers rejetés par la Step par rapport au flux transité dans le milieu récepteur à l'aval de la Step (les flèches indiquent les pluies échantillonnées)

b) En sortie des DO à partir des volumes de l'autosurveillance et des concentrations mesurées

Les flux annuels déversés par les DO ont été estimés à partir des mesures de débit en continu et des mesures de concentrations moyennes issues des campagnes de temps de pluie. La concentration moyenne de chacun des quatre DO principaux a ainsi été appliquée par DO lors de l'ensemble des déversements annuels. Pour les DO secondaires et les petits DO, la concentration moyenne mesurée sur l'ensemble des DO de chaque classe a été appliquée à l'ensemble des DO de la classe.

Les estimations obtenues indiquent que les principaux DO ont déversé environ 840 t en 2011 et 1130 t en 2012, soit près de 85 % des flux de MES déversés par l'ensemble des DO (Tableau 6-24). Au sein des quatre principaux DO, les flux déversés par les DO Mogne et Fontenay représentent à eux seuls près de 90 % des flux totaux de MES déversés par l'ensemble des DO (Tableau 6-24).

Tableau 6-24 : Synthèse des flux de MES déversés par l'ensemble des DO du réseau en 2011 et 2012

	Flux MES (t)			
DO principaux	2011	% DO	2012	% DO
Mogne	429	51%	542	48%
Jean Macé	49	6%	27	2%
Fontenay	346	41%	546	48%
Grande Saulne	12	1%	16	1%
Total DO principaux	**836**	**87%**	**1132**	**86%**
Total DO secondaires	**70**	**7%**	**109**	**8%**
DO < 2000 EH	**55**	**6%**	**75**	**6%**
Total	**961**		**1316**	

A l'échelle journalière, les estimations des flux de MES rejetés par l'ensemble des DO du réseau urbain varient entre 0 et 160 $t.j^{-1}$ (Figure 6-53a), ce qui selon la saison et l'état de l'Isère, peut représenter un ajout allant jusqu'à 25 % des flux transités dans le milieu récepteur à l'amont des rejets des principaux DO (Figure 6-53b). Ainsi, sur la période d'étude, bien que le flux calculé le plus important soit survenu lors de la pluie du 27 novembre 2012 (159 $t.j^{-1}$) (Figure 6-53a), la pluie s'avérant la plus impactante vis-à-vis de l'Isère est celle du 27 février 2011 (45 $t.j^{-1}$), où les flux des DO représentent environ 25 % du flux de MES transitant dans le milieu récepteur ce jour-là (Figure 6-53b).

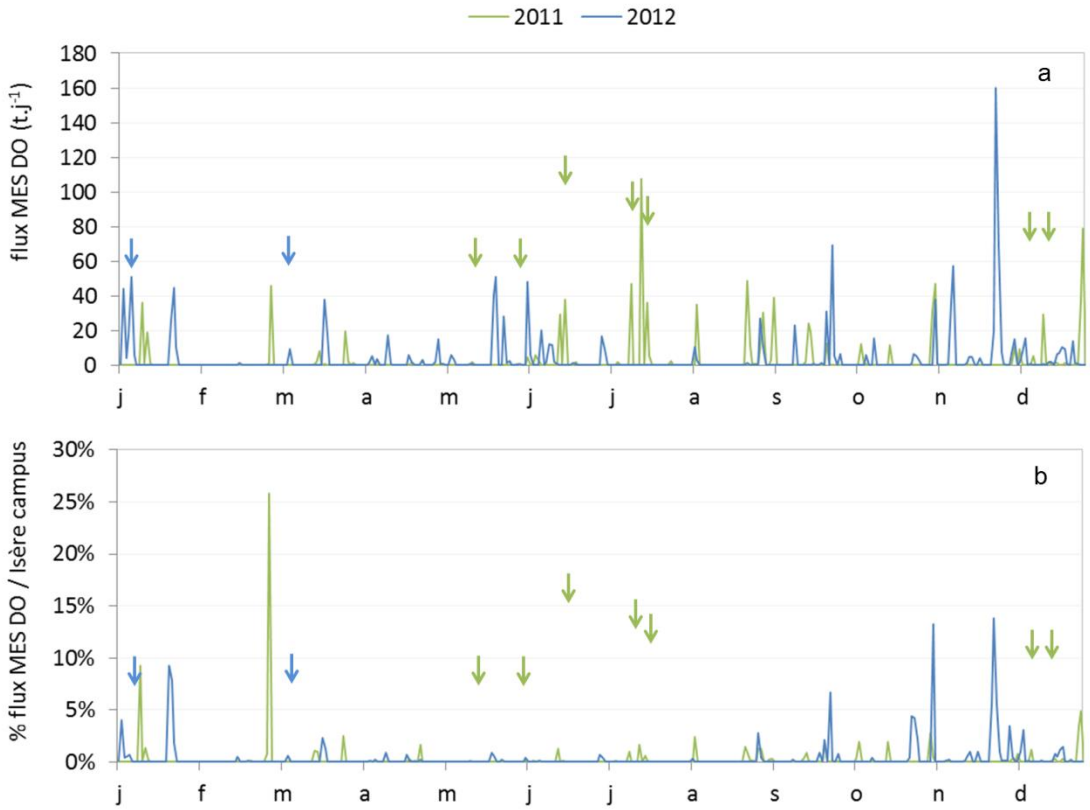


Figure 6-53 : a) Flux journaliers de MES déversés par l'ensemble des DO estimés à partir des concentrations mesurées lors des campagnes de temps de pluie en 2011 et 2012 b) proportion des flux de MES journaliers rejetés par les DO par rapport au flux transité dans le milieu récepteur à l'amont des principaux DO (les flèches indiquent les pluies échantillonnées)

6.3.3.3. Synthèse des flux de MES déversés par le réseau urbain et transités dans le milieu naturel

L'ensemble du réseau a vu déversé environ 3668 t de MES en 2011 et 3460 t en 2012. La synthèse des flux de MES du réseau urbain montre que les rejets par les DO représentent entre un quart et un tiers des déversements du réseau en 2011 et 2012 pour un volume de seulement 5 % du volume total rejeté annuellement (Tableau 6-25). Parmi les rejets de la Step, entre 10 et 7 % des flux de MES sont issus des déversements de temps de pluie par le DO Step et l'écrêtage amont (Tableau 6-25).

Tableau 6-25 : Synthèse des flux de MES déversés par l'ensemble du réseau en 2011 et 2012

	Flux MES (t)			
	2011	% total	2012	% total
Rejet Step (part DO Step+écretage)	**2707 (370)**	**74% (10%)**	**2144 (223)**	**69% (7%)**
Total DO	**961**	**26%**	**1316**	**38%**
Total	**3668**		**3460**	

A l'échelle annuelle, compte tenu des fortes concentrations naturelles en MES dans l'Isère, l'impact des RUTP semble difficilement perceptible en terme de flux de MES dans le milieu (Figure 6-54). En effet, la somme des flux de MES déversés par le réseau urbain au niveau des DO et en sortie de Step ne dépassent pas 4 000 t, contre près de 1 M t transités dans le milieu récepteur, soit 0,4 et 0,2 % des flux annuels de l'Isère à l'aval de l'agglomération.

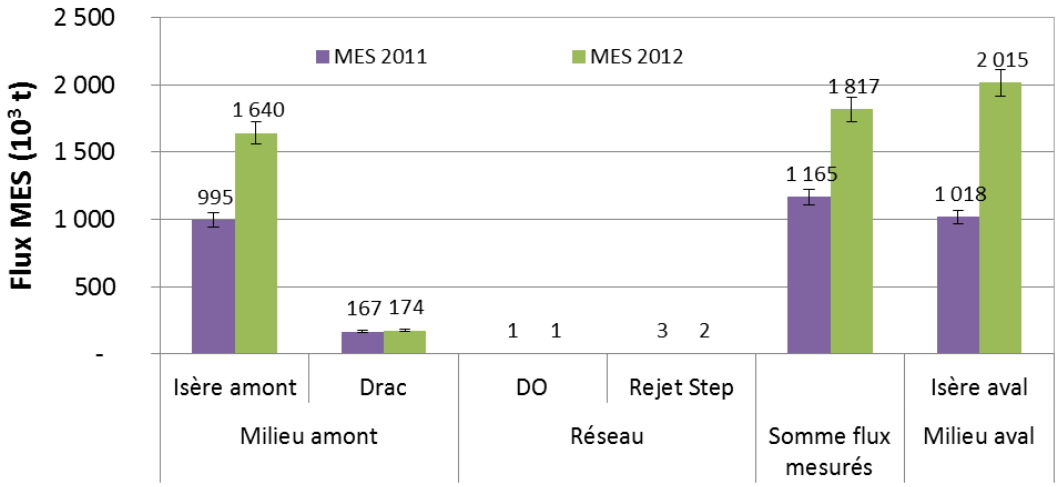


Figure 6-54 : Comparaison des flux de MES transités dans le milieu récepteur à l'amont et à l'aval de Grenoble avec ceux rejetés par le réseau en 2011 et 2012

Le bilan des flux entrant mesurés (Isère amont, Drac, rejets au niveau des DO et de la Step) et des flux en sortie du système (Isère aval) est déficitaire en 2011 (-14 %) et excédentaire en 2012 (+10 %) en 2012, toutefois, ces écarts sont dans la gamme des incertitudes estimées liées aux flux de MES. On peut donc considérer que ces bilans sont équilibrés et n'indiquent pas de sources intermédiaires significatives non mesurées (Figure 6-54).

A l'échelle journalière, on a vu que la part des flux de MES issus des rejets Step pouvait atteindre jusqu'à 16 % des flux de MES transités dans l'Isère à l'aval de la station d'épuration lors de l'étiage (Figure 6-52). L'estimation des RUTP sur l'ensemble des DO à partir des concentrations moyennes mesurées lors des campagnes de temps de pluie indique que l'augmentation du flux de MES de l'Isère par les RUTP peut toutefois atteindre 25 % lorsque l'Isère est peu chargée (Figure 6-53b).

Les fonctionnements hydrosédimentaires de l'Isère et du Drac ont été étudiés afin de caractériser la variation des concentrations en MES dans le milieu récepteur à l'échelle annuelle et événementielle. Nous avons vu que les concentrations en MES (moyenne ; minimum-maximum) sont beaucoup plus élevées et variables dans l'Isère (0,18 ; 0,01-22,4 $g.L^{-1}$) que dans le Drac (0,05 ; 0,004-6,3 $g.L^{-1}$), la majorité des sédiments transités sur l'Isère étant issue de la vallée de l'Arc. La majorité du transport sédimentaire sur l'Isère et le Drac s'effectue en un temps relativement court (90 % du flux annuel de MES transite en un tiers du temps), répartie principalement entre mai et juillet puis novembre et décembre. Il en résulte que les conditions du milieu récepteur lors des différents événements pluvieux déversants sont très variables et influencent donc l'importance relative des flux de MES issus du réseau urbain.

La contribution des épisodes de fort transport sédimentaire, étudiés à la station Isère campus (concentration en MES > $2g.L^{-1}$), au flux total de MES a été estimée à 41 % en 2011 et 33 % en 2012 (en seulement 3 % du temps), dont les deux tiers ont été échantillonnés en 2011 et 80 % en 2012

La variabilité spatiale et temporelle des rejets urbains de temps de pluie a également été étudiée au niveau des déversoirs d'orages et des rejets de la station d'épuration Aquapole. A l'échelle annuelle, les volumes rejetés en temps de pluie par les DO représentent moins de 6 % du volume total transité dans le système d'assainissement des eaux usées. Bien que ces 6 % puissent transporter sur un temps court entre 25 et 40 % de la charge annuelle de MES déversée au milieu naturel, en moyenne sur l'année, la part des DO au flux de MES de l'Isère reste inférieure à 1 %.

A l'échelle journalière, les flux journaliers de temps de pluie ont été estimés à partir des concentrations moyennes mesurées pour chaque DO ou classe de DO. Les flux calculés indiquent que les RUTP ont ajouté en moyenne moins de 1 % au flux journalier de l'Isère les jours de déversement et, dans le cas le plus défavorable observé pendant ces deux années, les DO auraient rajouté 25 % au flux de l'Isère. La part des rejets de la Step est en moyenne de 1 % du flux journalier transitant à l'aval de la station et au maximum 16 %. Compte tenu des fortes concentrations en MES naturellement présentes dans l'Isère au niveau de Grenoble, et en particulier lors des événements pluvieux, les rejets du réseau semblent peu impacter le milieu récepteur à l'échelle annuelle et journalière.

Après avoir caractérisé les flux de MES dans le milieu récepteur et dans le réseau, nous allons maintenant nous intéresser aux transferts des différentes formes de carbone, nutriments et éléments traces métalliques mesurés.

Chapitre 4 : Dynamique de la pollution carbonée et des nutriments dans le milieu naturel et dans les rejets urbains

Introduction

La première partie de ce Chapitre vise à comparer les différentes bases de données disponibles de concentrations en nutriments et en carbone dans le milieu récepteur afin de déterminer leur homogénéité et la possibilité de les exploiter pour calculer des flux. Dans une seconde partie, nous étudierons la variabilité spatio-temporelle de ces paramètres dans l'Isère et le Drac puis dans le système d'assainissement (rejet STEP et RUTP). Une troisième partie sera consacrée à la recherche de paramètres d'influence entre ces différents composés pour le calcul de flux à un pas de temps fin. Puis nous comparerons les résultats des différentes méthodes de calculs de flux présentées au Chapitre 2 afin de discuter des possibilités de chacune. Enfin, dans une dernière partie sera établi un bilan des flux issus du système d'assainissement en regard des flux transités dans le milieu naturel.

Table des matières

7. Variations spatio-temporelles dans le milieu récepteur et dans les rejets urbains ……196

7.1. Variations dans le milieu récepteur ……196

7.1.1. Homogénéité des différentes bases de données…… 196

7.1.2. Variations spatio-temporelles …… 199

7.2. Variations dans les rejets urbains ……203

7.2.1. Variabilité des rejets en sortie de Step …… 203

7.2.2. Variabilité des déversements au niveau des DO et au DO Step …… 205

7.3. Recherche de grandeurs d'influence ……209

7.3.1. Dans le milieu naturel…… 209

7.3.2. Dans les rejets urbains …… 212

7.4. Calcul de flux en rivière ……214

7.4.1. Flux de DCO, DBO_5, NTK et Ptot transités dans le milieu naturel …… 214

7.4.2. Apport méthodologique des mesures haute fréquence : application au flux de COP à la station Isère campus…… 215

7.5. Calcul des flux déversés par le système d'assainissement ……225

7.5.1. Flux issus du système d'assainissement lors des campagnes de temps de pluie ……225

7.5.2. Estimation des déversements annuels…… 228

7.6. Bilan des flux urbains et des flux transités dans le milieu naturel ……231

7.6.1. Bilans annuels…… 231

7.6.2. Bilans événementiels…… 232

7. Variations spatio-temporelles dans le milieu récepteur et dans les rejets urbains

7.1. Variations dans le milieu récepteur

7.1.1. Homogénéité des différentes bases de données

Comme évoqué dans le Chapitre 2 (paragraphes 3.1.1), nous disposons dans le milieu récepteur de données issues de 3 suivis : les données acquises autour de cette thèse (LTHE), les données issues du schéma directeur d'assainissement (Egis) et celles de l'Agence de l'Eau (AE) sur l'Isère à l'amont et à l'aval de l'agglomération et sur le Drac. Ces suivis n'ayant pas été réalisés exactement aux mêmes endroits sur les différents tronçons (paragraphe 3.1.1), il est d'autant plus indispensable de vérifier que les données collectées sont comparables dans le but de les exploiter pour des calculs de flux. Par ailleurs, les données du suivi LTHE à la confluence Isère Drac, ainsi que les données issues du suivi Egis sur l'Isère à l'amont de la confluence seront utilisées pour évaluer l'impact potentiel des DO en temps de pluie.

Les limites de quantification (LQ) sont les valeurs de concentration en dessous desquelles il n'est pas possible de quantifier un paramètre avec une précision acceptable. Leur valeur dépend de la méthode et du protocole de mesure et est donc différente pour chacune des bases de données. C'est pourquoi la première étape a ainsi consisté à les comparer entre les trois jeux de données. Pour le calcul des flux, on doit aussi comparer la LQ aux valeurs seuils qui définissent le TBE. Conformément aux recommandations de la DCE, lorsque les LQ sont inférieures aux limites du très bon état, si le paramètre n'est pas quantifié, la moitié de valeur de la LQ est prise en compte pour le calcul de flux. Lorsque les LQ sont supérieures ou égales aux limites du très bon état établies dans le cadre de la DCE, seules les données au-dessus des LQ sont prises en compte [*MEDDATT*, 2009]. En effet, lorsque les LQ sont trop élevées, il est difficile de tirer une information quantitative lorsque la mesure indique qu'une substance n'est pas quantifiée. C'est pourquoi, afin de ne pas surestimer les moyennes annuelles en prenant comme valeur la moitié d'une limite de quantification trop élevée, seules les mesures où la substance est détectée seront prises en comptes.

Tableau 7-1 : Limites de quantification des mesures issues des 3 bases de données étudiées (LQ en rouge supérieures ou égales à la limite de bon état définie en application de la DCE, LQ en vert inférieures) *limite issue du SEQ Eau

	Paramètre	DCO	DBO5	NTK	Ptot	NH_4^+	NO_3^-	PO_4^{3-}
Base de données	Période d'étude	LQ ($mg.l^{-1}$)						
EGIS	avril 2011-sept 2011	30	3	3	0,01	0,5	<1	0,1
EGIS	dec 2011- aout 2012	5	0,5	0,5	0,01	0,5	<1	0,1
AERMC	2011-2012	5	0,5	1	0,02	0,05	<1	0,02
LTHE	2011-2012	1	1	0,5	0,01	0,1	0,1	0,01
Limite très bon état	DCE	20*	3	1	0,05	0,1	10	0,1

Le test de Mann et Whitney sera utilisé pour comparer les populations de deux échantillons indépendants et celui de Kruskal et Wallis pour comparer les populations de plus de deux échantillons. Ces tests comparent la moyenne de deux échantillons indépendants de petite taille. Ces outils statistiques sont des tests non paramétriques dont

le calcul ne porte pas sur les valeurs numériques des mesures mais sur leur rang. Ils permettent ainsi de s'affranchir des conditions de normalité des distributions et d'homogénéité des variances indispensables à la fiabilité des tests paramétriques. L'hypothèse testée est que la somme des rangs des deux échantillons est analogue, avec un seuil de significativité de 5 %. Le test fournit une valeur de p value qui signifie :

- p > 0,05 : différence non significative (ns)
- 0,05> p > 0,01 : différence peu significative (*)
- 0,01 > p > 0,001 : différence très significative (**)
- 0,001 > p : différence hautement significative (***)

7.1.1.1. Nutriments

Pour le Phosphore total (Ptot), les limites de quantification des trois suivis sont toutes inférieures à la limite du très bon état défini par la DCE (Tableau 7-1), nous avons donc comparé l'ensemble des données (Figure 7-1). L'utilisation d'un test de Kruskal & Wallis indique que pour l'ensemble des stations, les concentrations en Ptot issues du suivi AE sont significativement plus faibles que celles mesurées dans le cadre du suivi LTHE et Egis (p<0,001) (Figure 7-1). Ce résultat rejette ainsi l'hypothèse selon laquelle l'écart entre les moyennes de l'échantillonnage AE et des deux autres suivis est dû au hasard d'échantillonnage. L'utilisation d'un test de Mann & Whitney indique que les jeux de données LTHE et Egis sont comparables (Figure 7-1). Nous utiliserons donc ces deux jeux de données dans la suite pour l'étude du Ptot. La mise en commun de ces bases de données permet d'avoir un suivi relativement complet avec à la fois des mesures régulières (LTHE et Egis) et spécifiques de temps de pluie (Egis).

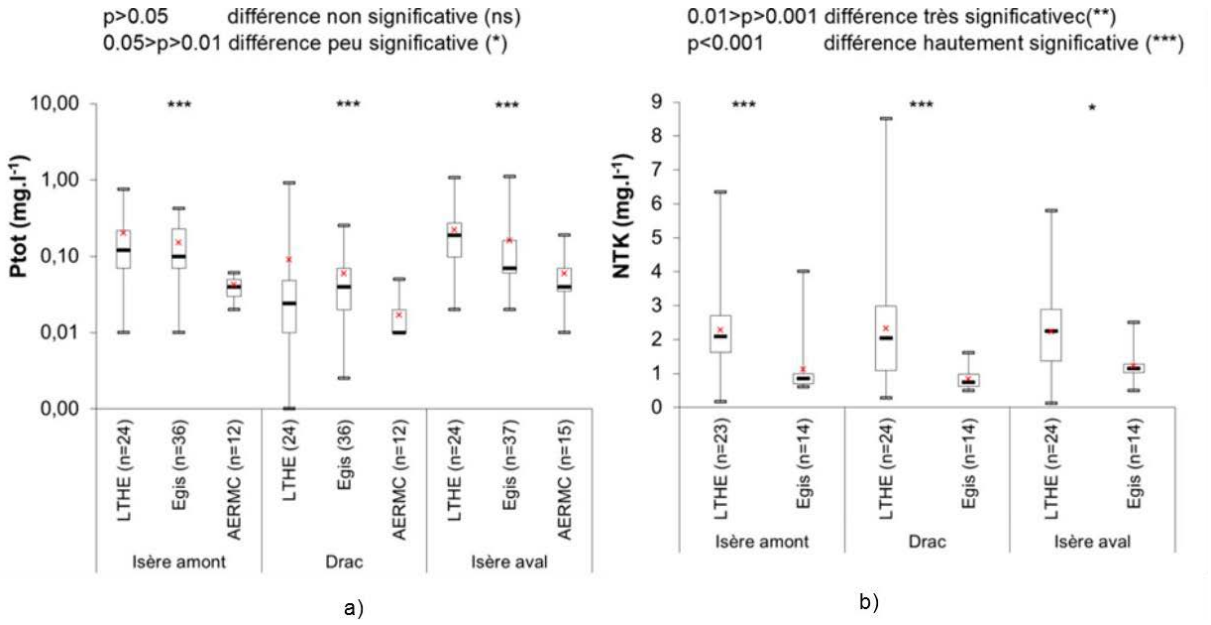


Figure 7-1 : Moyennes, médianes, et 1er et 3ème quartiles des concentrations a) en phosphore total et b) en azote kjeldahl issues des suivis du suivi LTHE, Egis et AE, sur la période 2011-2012 (n=nombre de valeurs, et les p values indiquent la significativité de la différence entre les trois jeux de données)

Concernant les données de NTK, les limites de quantification du suivi AE et de la première phase du suivi Egis sont supérieures ou égales à la limite du très bon état définissant l'état des masses d'eau (Tableau 7-1a). Nous avons donc uniquement comparé les résultats LTHE et ceux de la seconde phase du suivi Egis pour laquelle la LQ était de 0,5 mg.L^{-1} (Figure 7-1b). L'utilisation d'un test de Mann and Whitney indique que l'écart entre ces mesures est hautement significatif sur les stations Isère amont et Drac ($p>0,05$), et peu significatif à la station Isère aval ($0,01<p<0,05$). Nous exploiterons donc uniquement les données issues du suivi LTHE qui couvrent une durée d'échantillonnage plus importante que la deuxième phase de mesures d'Egis (étendue sur quatre mois).

7.1.1.2. Pollutions carbonées

Dans le cadre du suivi du milieu naturel, les mesures de DCO et de DBO_5 ont également été effectuées dans l'Isère et le Drac. Ces mesures ont été comparées aux mesures Egis et AE, qui montrent des écarts non ou peu significatifs (Figure 7-2). De plus, des mesures de COD et COP ont été réalisées dans le milieu naturel et sur quelques échantillons d'effluents urbains.

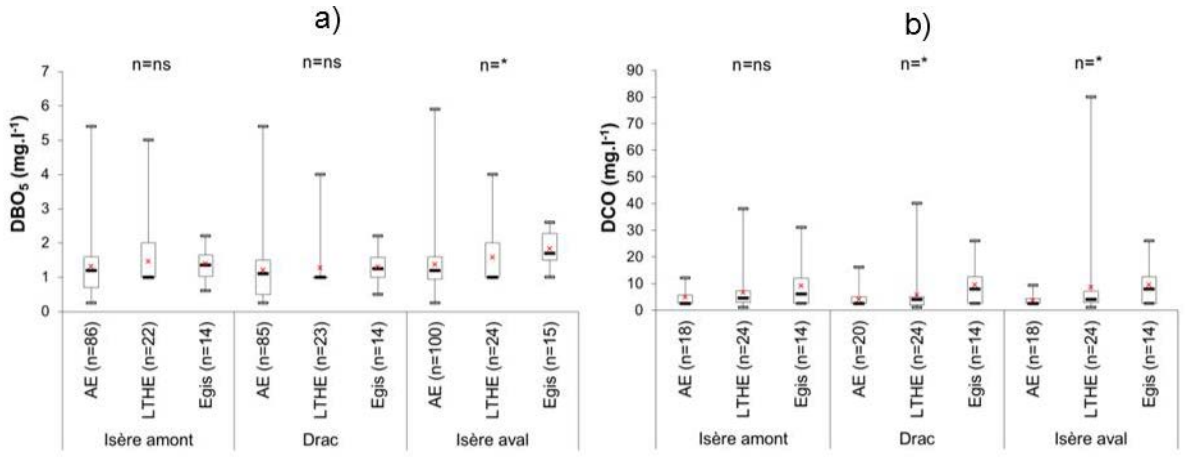


Figure 7-2 : Moyennes, médianes, et 1er et 3ème quartiles a) de la DBO_5 et b) de la DCO mesurées lors des suivis du suivi LTHE, Egis et AE, sur la période 2011-2012

Nous utiliserons donc par la suite les bases de données suivantes (Tableau 7-2):

Tableau 7-2 : Synthèse des bases de données comparables pour chaque paramètre à la station Isère campus (les croix indiquent les données disponibles et la couleur verte celles conservées pour les calculs de flux)

	Ptot	NTK	DCO	DBO	COP/COD
AERMC 2000-2012	x	x	x	x	
Egis 2011-2012	x	x	x	x	
LTHE 2011-2012	x	x	x	x	x

7.1.2. Variations spatio-temporelles

7.1.2.1. Variations spatiales

Les limites de classes d'état sont indiquées en couleur sur les graphiques (selon les seuils de l'arrêté du 25 janvier 2010). Au-delà de « l'état médiocre », les paramètres sont qualifiés en « état mauvais ».

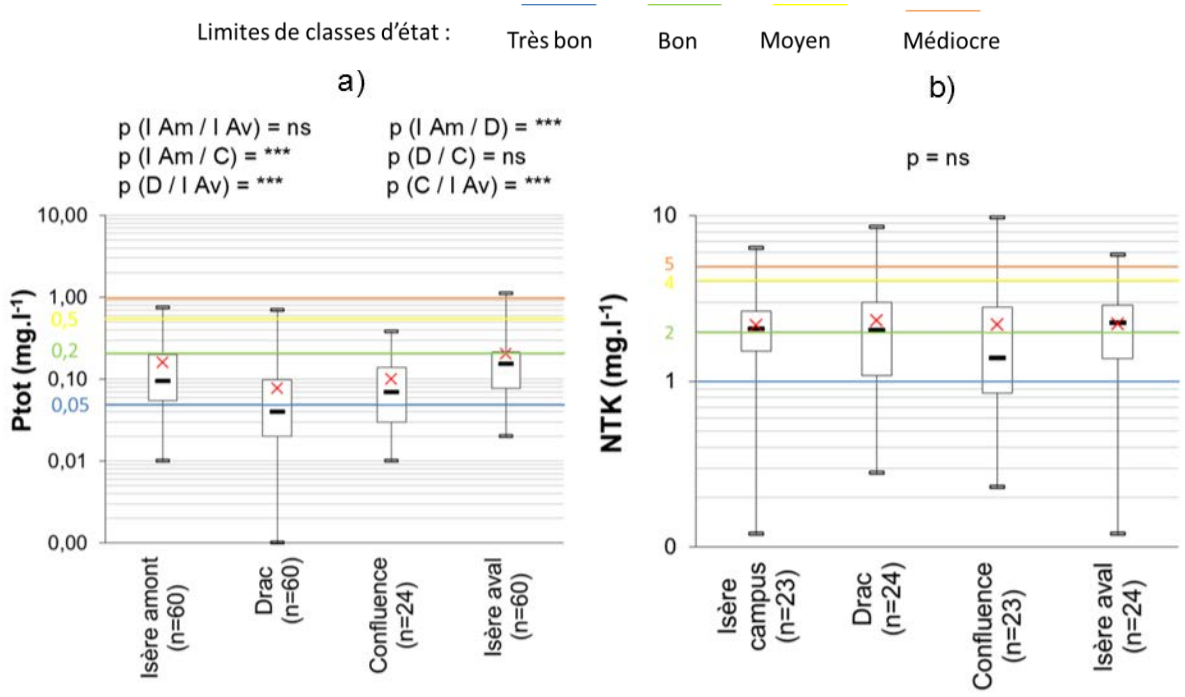


Figure 7-3 : Concentrations en a) Ptot et b) NTK aux stations de suivi amont et aval agglomération issues de la mise en commun des données LTHE et Egis pour le Ptot et LTHE pour le NTK

Les concentrations moyennes en Ptot varient d'un facteur deux entre le Drac (0,08 ± 0,02 mg.L^{-1}) et l'Isère à l'aval de l'agglomération (0,2 ± 0,06 mg.L^{-1}) (Figure 7-3). L'écart entre les concentrations moyennes mesurées sur l'Isère à l'amont (0,16 ± 0,05 mg.L^{-1}) et à l'aval de l'agglomération n'est pas significatif (p>0,05). Ces concentrations moyennes se situent dans la classe du « bon état », avec des valeurs maximales dépassant la limite de l'état « moyen » et « médiocre ». On remarque que les concentrations en Ptot sont élevées dans l'Isère dès l'amont de l'agglomération et l'écart entre les concentrations moyennes en Ptot sur la durée du suivi à l'amont et à l'aval de l'agglomération n'est pas significatif. Les concentrations en Ptot au sein de chaque station varient d'un facteur 3 à 5 durant la période de suivi entre les quartiles 25 et 75 %.

Les concentrations moyennes en NTK sont du même ordre de grandeur sur les quatre stations et fluctuent entre 1,78 ± 0,27 mg.L^{-1} à la confluence et 2,32 ± 0,35 mg.L^{-1} sur le Drac (Figure 7-3). Ces valeurs classent l'Isère et le Drac en « état moyen », avec des concentrations maximales supérieures à la limite de l'état « médiocre ». Les concentrations en NTK au sein de chaque station varient de moins d'un facteur 2 à un facteur 3 entre les quartiles 25 et 75 % sur la période de suivi.

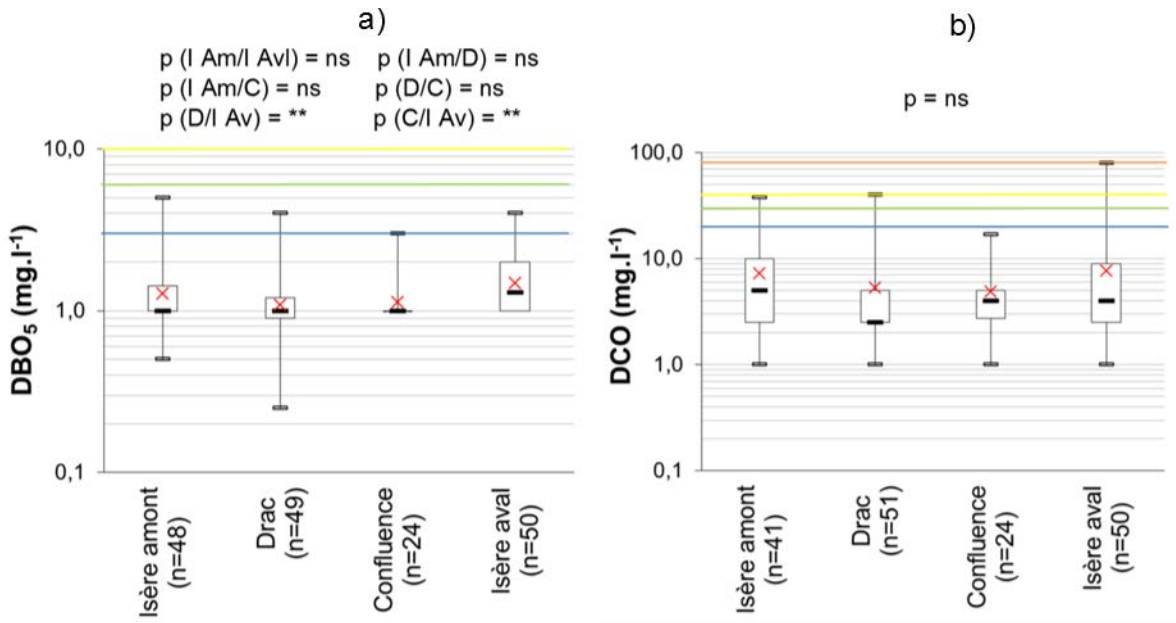


Figure 7-4 : Concentrations a) en DBO_5 et b) DCO aux stations de suivi amont et aval agglomération issues de la mise en commun des données LTHE, Egis et AE

Les concentrations en DBO_5 dans l'Isère ne sont pas significativement différentes entre l'amont et l'aval de l'agglomération et sont en dessous de la limite du très bon état pour la DBO_5 (Figure 7-4). La moyenne la plus faible est de 1,1 ± 0,2 $mg.L^{-1}$ dans le Drac et la plus forte de 1,5 ± 0,3 $mg.L^{-1}$ dans l'Isère à l'aval de l'agglomération. Les concentrations moyennes en DCO sont du même ordre de grandeur sur les quatre stations et varient entre 7,3 ± 1,1 $mg.L^{-1}$ au campus et 4,9 ± 0,7 $mg.L^{-1}$ à la confluence (Figure 7-4). Seules les valeurs maximales dépassent les seuils du très bon état. Enfin, la variabilité de la DBO5 à chaque station est inférieure à un facteur 2 entre les quartiles 25 et 75 % sur la durée du suivi et celle de la DCO varie entre un facteur 2 et 4.

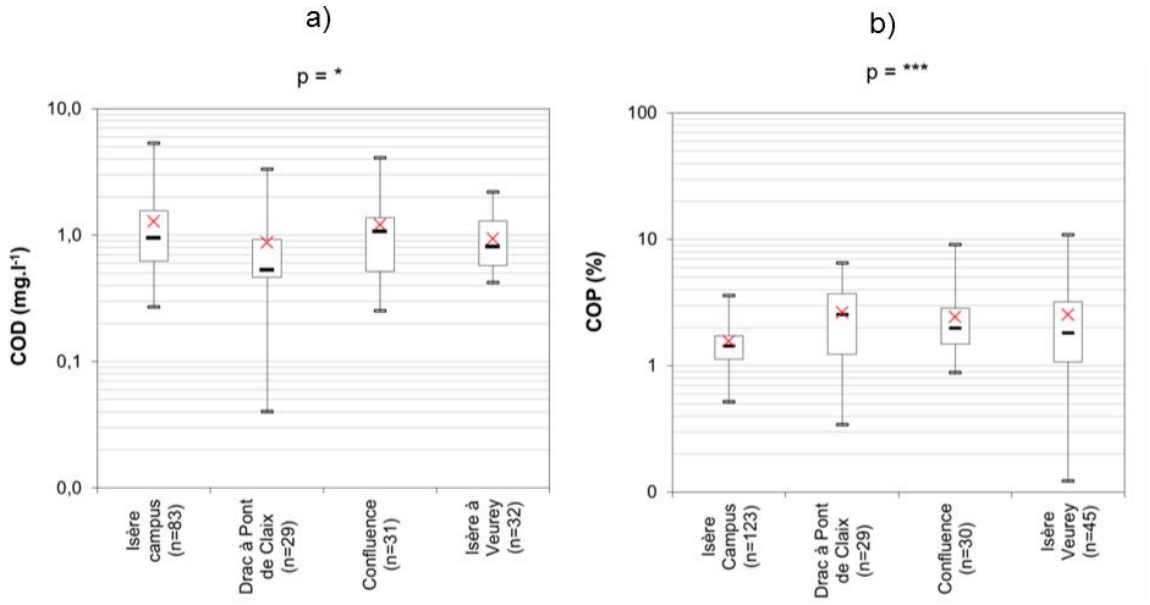


Figure 7-5 : Concentrations en a) COD ($mg.L^{-1}$) et b) COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) aux stations de suivi amont et aval agglomération issues des mesures LTHE

Les concentrations moyennes en carbone organique dissous varient entre 0,9 ± 0,1 mg.L^{-1} dans le Drac et 1,3 ± 0,2 mg.L^{-1} à la station campus, ce qui est proche de la concentration mesurée dans le Rhône et situé dans la gamme basse des rivières mondiales [*Ludwig et al.*, 1996]. L'écart entre les quatre stations est peu significatif (Figure 7-5). Les concentrations moyennes en carbone organique particulaire varient quant à elles entre 1,6 ± 0,6 % au campus et 2,6 ± 1,7 % dans le Drac. La plus faible concentration moyenne à la station campus est due à l'échantillonnage plus important à cette station et principalement à l'échantillonnage des épisodes de crues et de chasses, durant lesquels le pourcentage de COP est généralement proche de 1 % (voir paragraphe Chapitre 1).

7.1.2.2. Chroniques temporelles de concentrations

Le travail de comparaison des concentrations à l'amont et à l'aval des principaux rejets urbains (Step et DO) durant les neuf campagnes de temps de pluie (J, J+1 et J+2) a été réalisé dans le cadre du schéma directeur d'assainissement. Il a permis de montrer que les concentrations en orthophosphates et en nitrates mesurées sont faibles et n'indiquent pas de problème de qualité des eaux lié à ces paramètres. Les concentrations en ammonium en revanche peuvent être supérieures au seuil de bon état et témoignent d'un état médiocre, à l'aval de la station d'épuration où les concentrations sont supérieures à celles mesurées à l'amont, en période « post pluie ». Cependant, les plus fortes concentrations sont enregistrées par temps sec, au printemps à la fois à l'amont et à l'aval de l'agglomération grenobloise. Un des résultats est la présence fréquente d'apports en phosphore total dès l'amont de Grenoble avec un enrichissement ponctuel lors de crues dont l'origine peut être urbaine et un possible enrichissement en phosphore durant le curage de la retenue de Saint-Egrève en 2011. Ces observations coïncident avec les concentrations mesurées durant notre suivi (Figure 7-6). L'échantillonnage spatio-temporel régulier montre que la plupart des éléments évoluent de façon simultanée aux quatre points suivis.

Concernant le carbone organique pour lequel nous disposons de mesures à différentes périodes hydrologiques sur l'Isère à la station campus, nous avons cherché à voir si l'on observe des concentrations caractéristiques de ces régimes. Concernant le COD, on remarque que les concentrations sont significativement plus faibles en régime de base et plus élevées durant les chasses et les crues de l'Isère (Figure 7-7). A l'inverse, comme évoqué ci-dessous, les concentrations en COP exprimées en g par kg de MES sont plus importantes en régime de base (16 g.kg^{-1} en moyenne) et diminuent pendant les épisodes de crues et de chasses autour de 10 g.kg^{-1} (Figure 7-7). Ceci permettra d'effectuer des calculs de flux en affectant une concentration moyenne par régime hydrologique pour le calcul de flux de COD et COP. Nous ne disposons pas d'assez de données en période de crues et chasses pour les nutriments pour distinguer différents comportements liés aux régimes hydrologiques. D'autre part, les concentrations en COD sont largement inférieures aux concentrations en COP et la part de COD sera donc faible en comparaison.

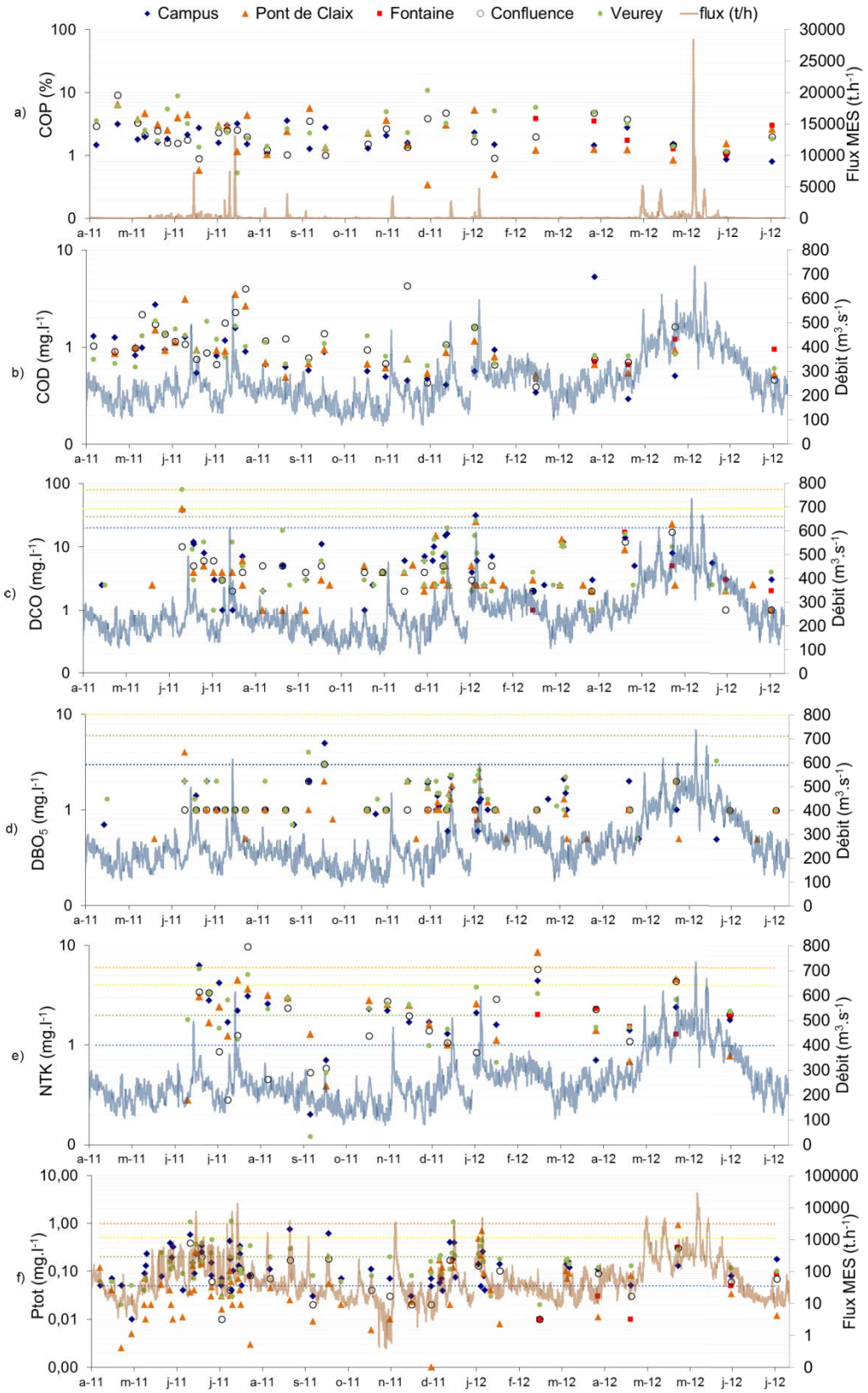


Figure 7-6 : Evolution temporelle a) COD, b) COP (exprimé en pourcentage de la concentration en MES, c) DCO, d) DBO_5), e) NTK et Ptot) aux stations de suivi du milieu naturel entre avril 2011 et juillet 2012.

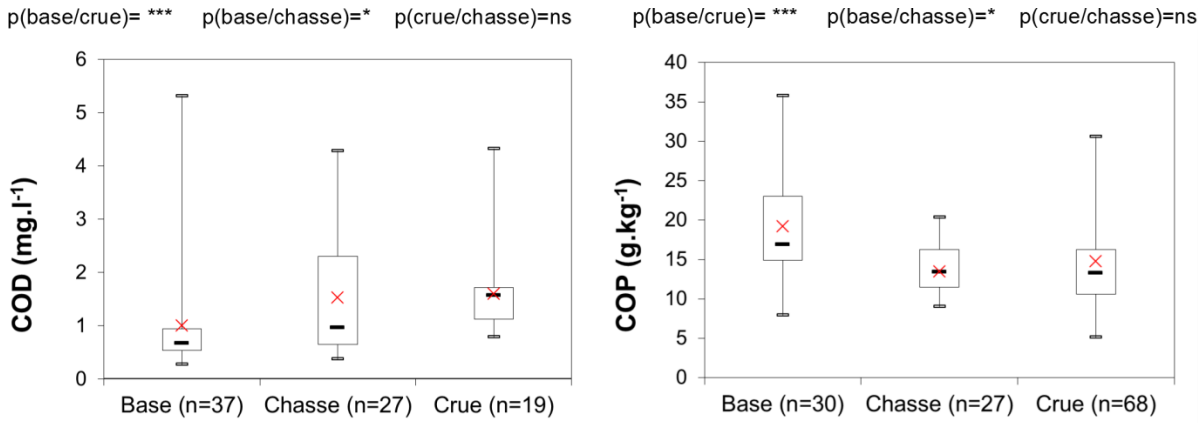


Figure 7-7 : Concentrations en carbone organique dissous et pourcentage de carbone organique particulaire par kg de MES à la station Isère Campus

7.2.Variations dans les rejets urbains

Concernant les rejets urbains, nous disposons des données d'autosurveillance journalières à la Step et lors des neuf campagnes de temps de pluie au niveau des DO pour les paramètres classiques DBO_5, DCO, NTK et Ptot. Des mesures de COD et COP ont été réalisées lors des campagnes hebdomadaires en sortie de Step et lors de cinq des neuf campagnes de temps pluie au niveau des principaux DO.

7.2.1. Variabilité des rejets en sortie de Step

Les concentrations dans des échantillons moyens sur 24h en DBO_5, DCO, NTK et Ptot dans les rejets totaux de la Step Aquapole sont présentées ci-dessous (Figure 7-8). Les concentrations en DBO_5 et DCO sont relativement constantes durant l'année, tandis que celles en NTK et Ptot sont plus variables. De la même façon que pour les MES, les dépassements de normes pour la DCO et la DBO_5 correspondent aux épisodes de pluie ou de dysfonctionnement de la station. Concernant NTK, la norme définie par autorisation préfectorale ne sera applicable qu'à partir de 2014 sur la station Aquapole et est donc présentée à titre informatif uniquement.

Les concentrations moyennes et extrêmes en DCO, DBO_5, NTK et Ptot mesurées en sortie de Step et au niveau du DO Step et de l'écrêtage amont (aval traitement primaire) sont présentées dans le Tableau 7-3.

La diminution des concentrations au niveau des rejets totaux de la station entre 2011 et 2012 est due à des améliorations de rendements d'épuration entre 2011 et 2012 (de 76,5 % à 78,9 % pour la DBO_5, de 73,6 à 77,2 % pour la DCO et de 33,6 à 47,6 % pour le NTK) consécutives à des taux modificatifs visant à augmenter la capacité épuratoire en matière organique [*Métro*, 2011, 2012]. Malgré les écarts importants entre les valeurs extrêmes dans les rejets vers l'Isère (d'un facteur 5 à 10 pour la NTK et le Ptot, et d'un facteur 40 pour les MES, 20 pour la DBO et 17 à 35 pour la DCO), les variations entre les quartiles 25 % et 75 % sont inférieures à un facteur 2 pour l'ensemble des paramètres.

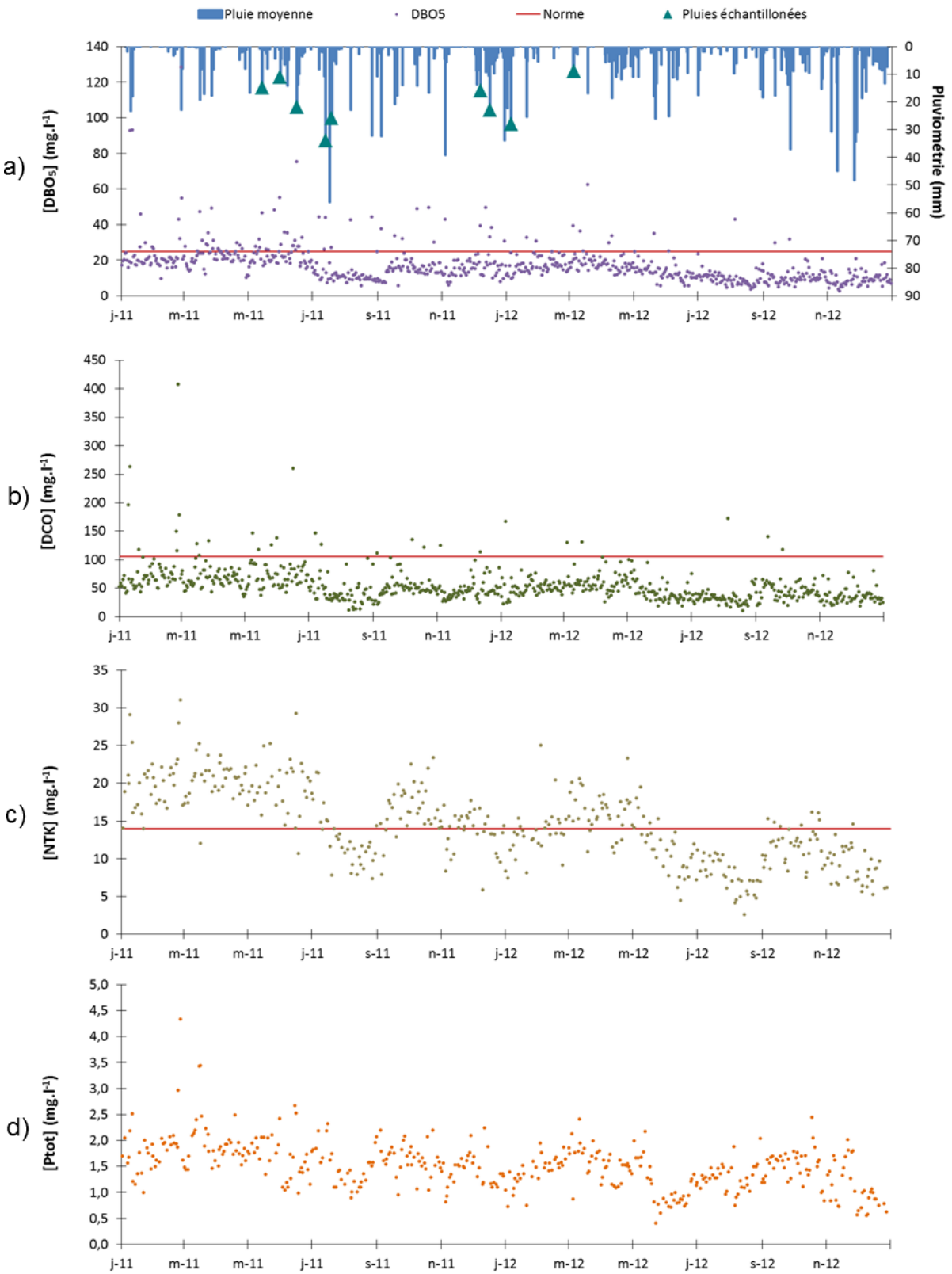


Figure 7-8 : Concentrations en a) DBO_5, b) DCO, c) NTK et d) Ptot en sortie de la Step Aquapole (données issues de l'autosurveillance sur échantillons moyens 24h)

Tableau 7-3 : Concentrations moyennes en DBO_5, DCO, NTK, Ptot, COP et COD en sortie de la Step Aquapole en 2011 et 2012 (minimum-maximum, moyenne, (écart type))

Concentrations annuelles ($mg.l^{-1}$)	DBO_5		DCO		NTK		Ptot		COP (n=22)	COD (n=23)
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011-2012	2011-2012
DO Step	15-381	17-331	59-926	69-1353	6,4-38,3	7,5-37,8	0,6-5,2	0,8-5,8	-	-
	117 (95)	**120 (109)**	**325 (240)**	**435 (381)**	**22 (8)**	**19 (11)**	**2,5 (1,2)**	**2,6 (1,6)**	**-**	**-**
Ecrétage amont	14-692	2-513	36-1238	22-1060	8-114	2,1-37,4	0,8-8,2	0,3-4,3	-	-
	163 (124)	**84 (79)**	**426 (284)**	**298 (201)**	**28 (18)**	**18 (8)**	**3,2 (1,6)**	**2,3 (1,1)**	**-**	**-**
Rejet Isère	6-129	2,8-62	12-407	10-172	5,9-31	2,6-25	0,9-4,3	0,4-2,5	4,2-22,9	1,5-9,5
	20 (12)	**13 (7)**	**63 (35)**	**46 (21)**	**17 (5)**	**12 (4)**	**1,7 (0,5)**	**1,3 (0,4)**	**9,6 (4,4)**	**4,9 (1,6)**

Les concentrations moyennes en COP et COD mesurées en sortie de la Step lors des campagnes de prélèvement sont respectivement de $9,6 \pm 4,4$ $mg.L^{-1}$ et $4,9 \pm 1.6$ $mg.L^{-1}$ (Tableau 7-3). Les concentrations en COD sont comprises dans la gamme de valeurs mesurées dans la littérature (2 à 33 $mg.L^{-1}$) [*Imai et al.*, 2002; *Sickman et al.*, 2007; *Griffith et al.*, 2009; *Law et al.*, 2013]. Les valeurs de COP sont dans la gamme haute des valeurs citées dans la littérature ($4,9 \pm 5$ $mg.L^{-1}$) [*Griffith et al.*, 2009], cependant, la plupart des études sont réalisées sur des STEP à boues activées, pour lesquelles 90 à 95 % du carbone organique total est épuré [*Law et al.*, 2013], or la station d'Aquapole ne possède pas de traitement par boues activées mais une culture fixée. Toutefois, la proportion de COP par rapport au carbone organique total (65 %) est proche de celle mesurée sur d'autres systèmes (70 à 75 %) [*Servais et al.*, 1999].

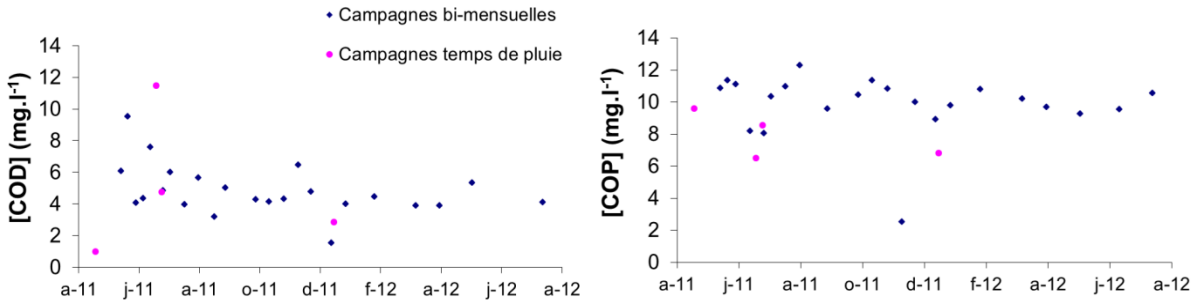


Figure 7-9 : Concentrations en COD et COP en sortie de la Step Aquapole (échantillons moyens 24h et durée de l'événement pour les campagnes de temps de pluie)

7.2.2. Variabilité des déversements au niveau des DO et au DO Step

7.2.2.1. Variabilité spatiale

Peu de données de COP et de COD sont disponibles dans la littérature sur les RUTP, et il est donc difficile de comparer les résultats obtenus. Toutefois, les valeurs minimales et maximales de COT observées sur l'ensemble des DO (5-141 $mg.L^{-1}$) sont dans la même gamme que celles mesurées dans le cadre du projet OPUR à Paris (67-182 $mg.L^{-1}$). La comparaison des distributions des concentrations pour l'ensemble des DO montre que le DO Step est celui qui présente la plus grande variabilité de concentrations pour l'ensemble des paramètres (Figure 7-10). Parmi les autres DO, les DO Mogne et Fontenay sont les plus concentrés et les plus variables, suivis par le DO Jean-Macé. Comme observé pour les MES,

le DO Grande-Saulne est très faiblement concentré pour l'ensemble des éléments avec des concentrations proches de celles mesurées dans les DO < 10 000 EH. Toutefois, le faible nombre de mesures rend toute interprétation peu aisée et des mesures supplémentaires seraient pour cela nécessaires.

Les concentrations médianes en DBO_5, DCO, NTK et Ptot au DO Step sont en général trois fois plus élevées que celles des DO > 10 000 EH et six à huit fois plus élevées que dans les autres DO (Tableau 7-4) témoignant d'une grande variabilité entre le DO Step et les autres DO. Ceci confirme bien l'importance de disposer de mesures de concentrations au niveau des DO afin d'améliorer l'estimation des charges déversées au milieu récepteur. Par ailleurs, on remarque que les concentrations moyennes et médianes sur l'ensemble des DO grenoblois sont inférieures aux valeurs citées dans la littérature.

Tableau 7-4 : Concentrations minimum-maximum (médianes) [moyenne] en DBO_5, DCO, Ptot et NTK lors des événements pluvieux échantillonnés

(mg.l-1)	Nombre d'événements	DBO5	DCO	NTK	Ptot	Source
DO Step	6 (*4)	52-381 (145)	121-1110 (465)	20-38 (28)*	2,1-5,7 (5,2)*	SDA
DO < 2000 EH	9	3-58 (22)	32-230 (78)	1,5-19 (5)	0,2-4,7 (0,9)	
DO [2000-10000] EH	9	3-64 (14)	30-218 (66)	1,4-15 (3)	0,1-5,5 (0,7)	
DO > 10 000 EH	9	3-260 (43)	30-728 (136)	2,5-31 (9)	0,03-6 (1,7)	
Ensemble DO Grenoble	**9**	**3-260 (32) [39]**	**30-728 (106) [136]**	**1,4-31 (6) [8]**	**0,03-6 (1,2) [1,5]**	**SDA**
6 bassins (OPUR 2) d10-d90 (médiane)	**15**	133-211 (181)	315-528 (388)	31-43 (36)		Kafi, 2008
Synthèse de données mixte		43-225 [90]	250-530 [380]		6,4-14 [6]	Chocat, 2007

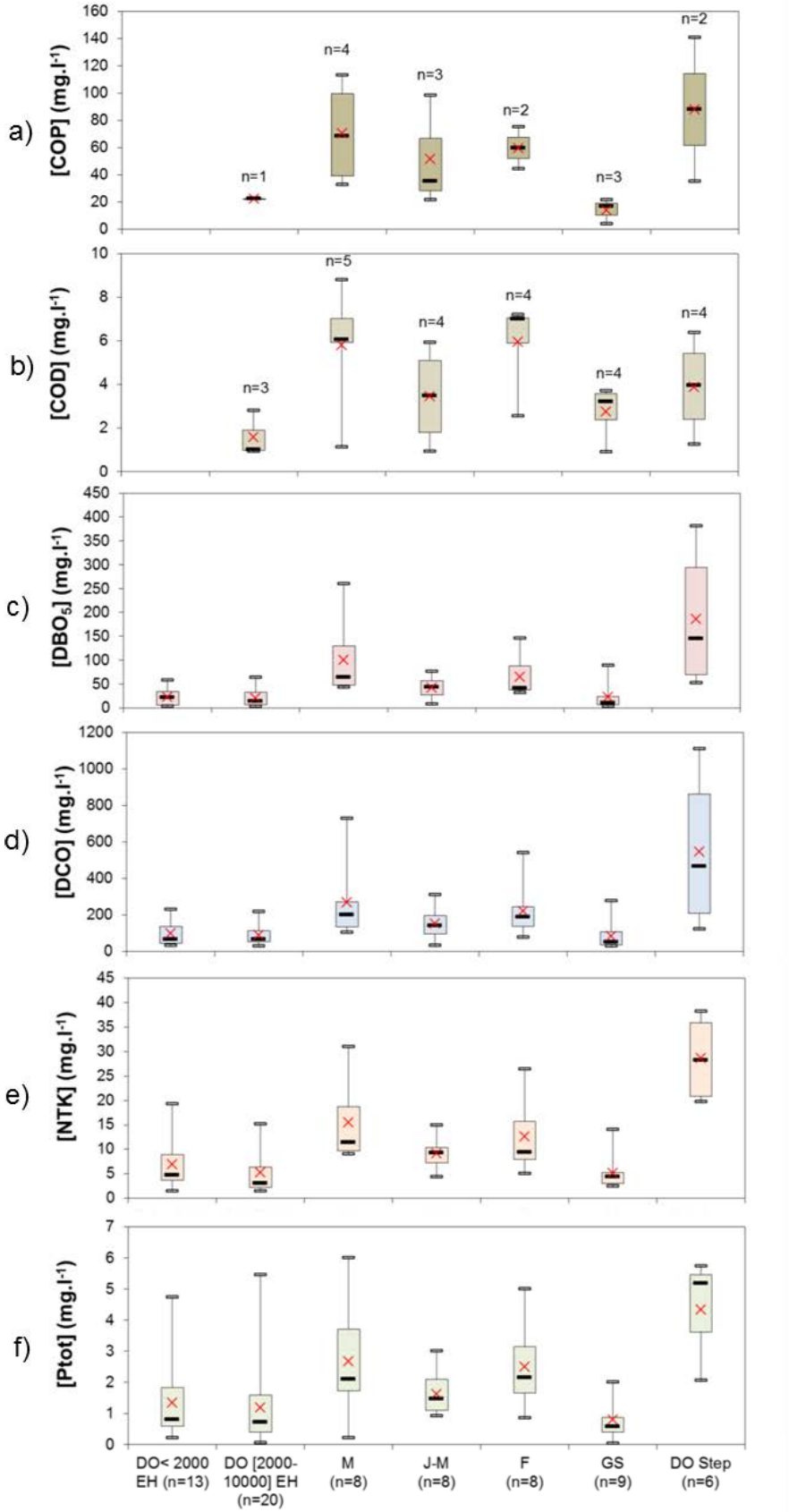


Figure 7-10 : Variabilité des concentrations en a) COP, b) COD c) DBO_5, d) DCO, e) NTK et f) Ptot dans l'ensemble des DO lors des neuf campagnes de temps de pluie

7.2.2.2. Variabilité temporelle

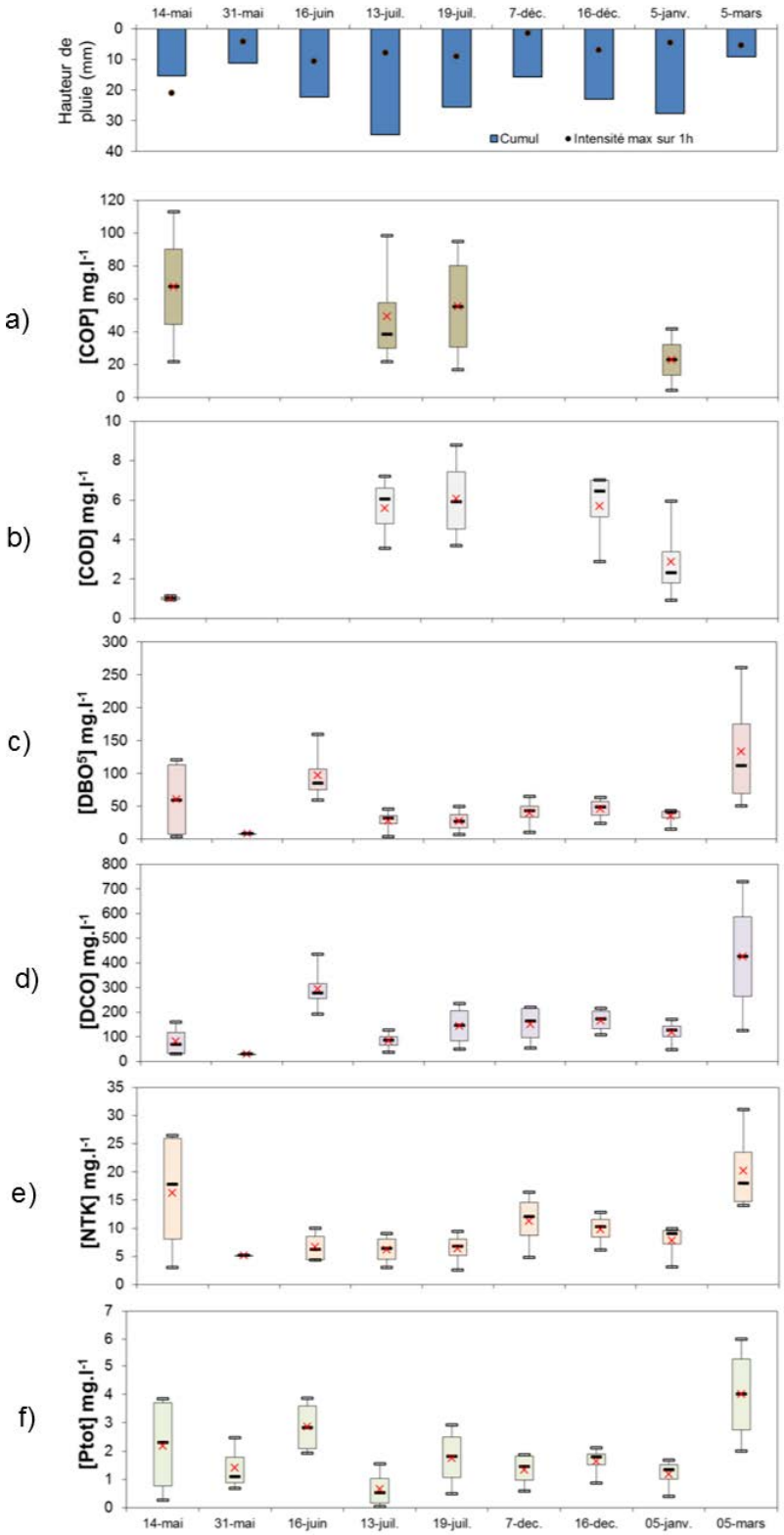


Figure 7-11 : Variabilité intra événement des concentrations en a) COP, b) COD c) DBO_5, d) DCO, e) NTK et f) Ptot dans les quatre principaux DO lors de chaque événement pluvieux échantillonné

L'étude de la variabilité temporelle des concentrations en DBO_5, DCO, NTK et Ptot sur les 9 événements suivis indique une grande dispersion des concentrations lors de la pluie du

14 mai 2011, dont l'intensité maximum sur 1h est la plus forte des 9 pluies et avec une durée de temps sec préalable de 12 jours. La pluie du 5 mars 2012 présente les plus fortes concentrations parmi les 9 événements suivis (Figure 7-11). Lors des 7 autres pluies, les concentrations sont peu dispersées au sein des 4 principaux DO pour chaque événement. La pluie du 16 juin, survenue après un temps sec préalable supérieur à un mois apparait également chargée, tandis que les 6 autres présentent des concentrations relativement faibles malgré des cumuls pluviométriques et des intensités maximales variables. La distribution spatiale des pluies intervient également dans la variation des charges aux différents DO. Concernant les concentrations en COP et COD, l'échantillonnage de 4 événements uniquement rend difficile la comparaison avec les autres paramètres.

Les paramètres les plus variables au sein des RUTP des 4 principaux DO sont le Ptot qui varie d'un facteur 200, la concentration en MES qui varie de près d'un facteur 100 et de la DBO5 qui varie au maximum d'un facteur 87. Le COP, le COD, la DCO et le NTK varient respectivement d'un facteur 28, 24, 12 et 10.

7.3.Recherche de grandeurs d'influence

Afin d'essayer d'estimer l'évolution de paramètres en continu nous avons cherché à savoir si il existait des relations entre les paramètres suivis et le débit ou les MES mesurées en continu.

7.3.1. Dans le milieu naturel

7.3.1.1. Carbone organique

Concernant le carbone organique, nous n'observons pas de relation entre le COD et le débit ou les MES (Figure 7-12) sur l'Isère à la station campus. On observe toutefois des différences notables de concentrations en COD d'une année sur l'autre pendant les chasses hydrauliques de l'Arc, avec des concentrations supérieures en 2011 par rapport à 2012.

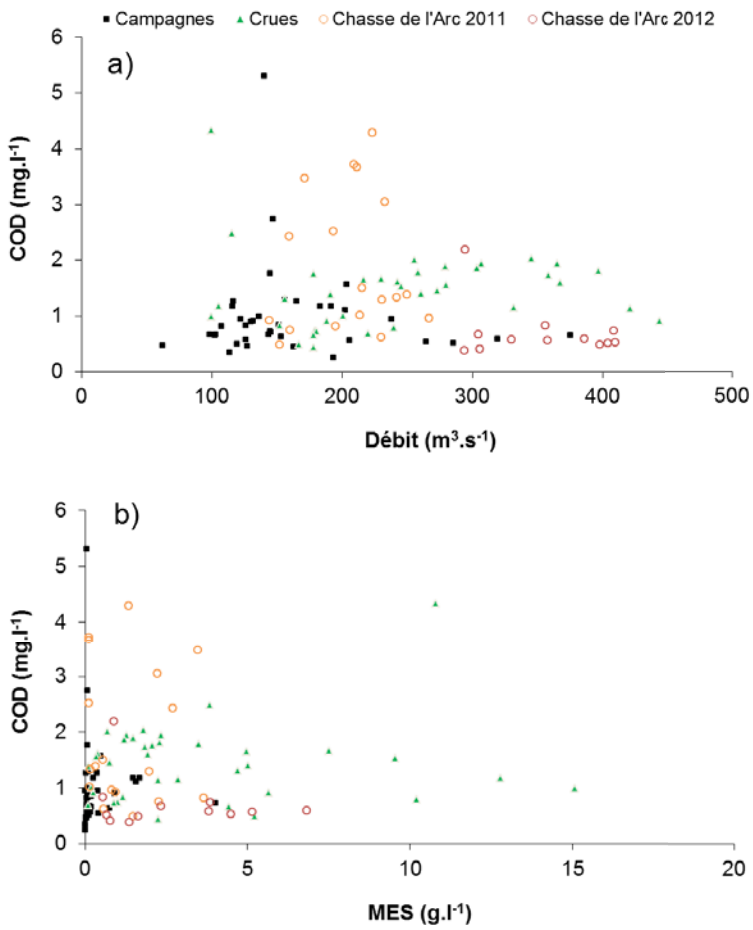


Figure 7-12 : Concentrations en carbone organique dissous en fonction du débit et des MES à la station Isère campus

Le COP en revanche est corrélé pour l'Isère avec la concentration en MES. Le pourcentage de COP (rapporté à la masse de MES) diminue lorsque celle-ci augmente (Figure 7-13). Le pourcentage de COP proche de 1 % est caractériqtique des événements de fort transport sédimentaire durant lesquels la majorité des MES sont d'origine géologique, et reflètent donc la stabilité des sources de carbone en amont des bassins. Les plus fortes valeurs de pourcentage de COP, proches de 10 %, peuvent quant à elles témoigner de sources anthropiques et algales. Ce type de relation a été observé sur plusieurs systèmes [*Ludwig et al.*, 1996; *Sempéré et al.*, 2000; *Coynel et al.*, 2005a]. Ceci permettra d'estimer les concentrations en COP à un pas de temps fin qui est celui d'acquisition de la mesure de turbidité convertie en MES.

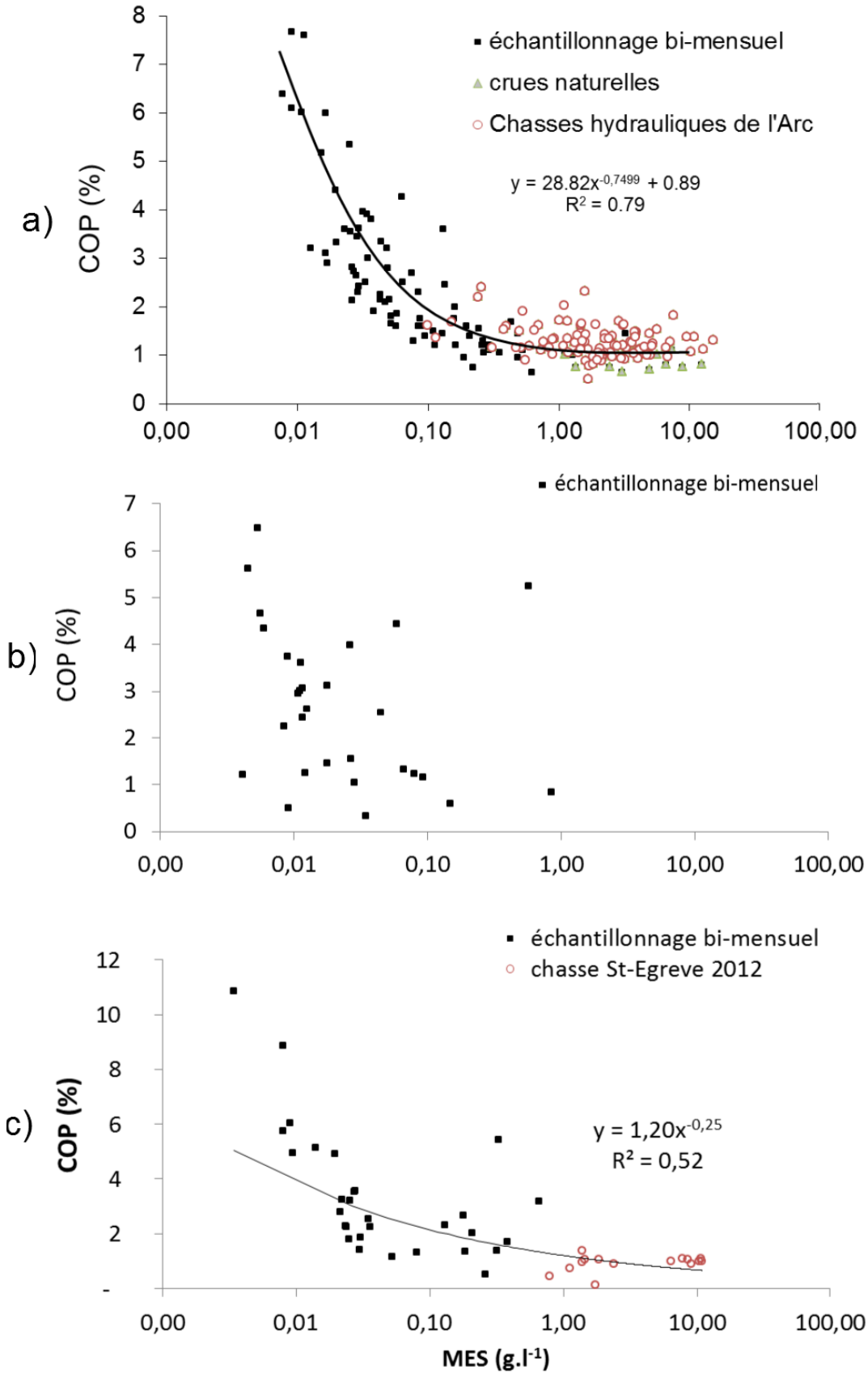


Figure 7-13 : COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) en fonction de la concentration en MES aux trois stations de suivi : a) Isère campus entre 2006-2008 et 2011-2012 ; b) Drac à Pont de Claix 2011-2012 ; c) Isère à Veurey 2011-2012

7.3.1.2. Nutriments

Concernant les nutriments, seul le phosphore total présente une corrélation avec la concentration en MES (Figure 7-14), comme observée sur deux rivières aux États-Unis [*Jones et al.*, 2012]. Cette relation mériterait toutefois d'être validée par des mesures supplémentaires afin d'être exploitée.

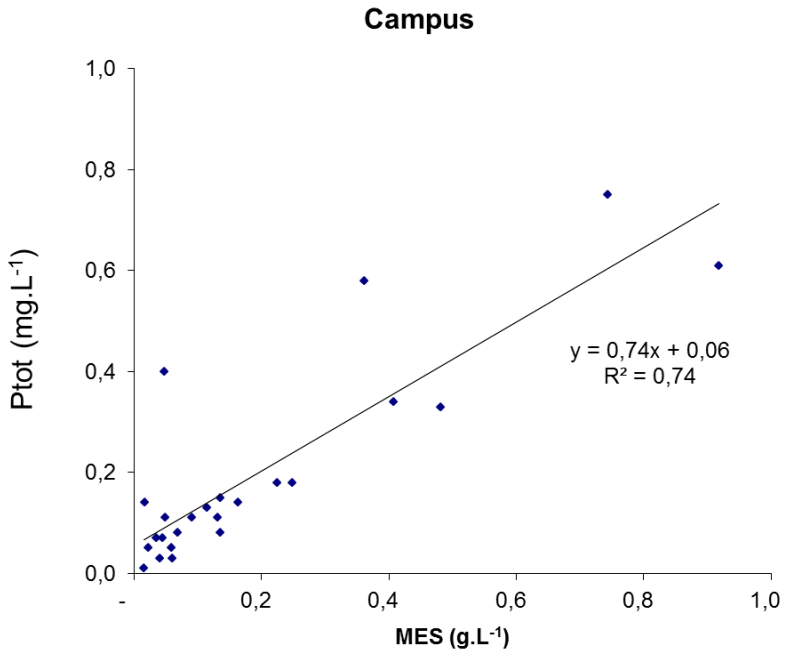


Figure 7-14 : Concentrations en phosphore total en fonction de la concentration en MES à la station Isère campus (à partir des données du suivi LTHE)

7.3.2. Dans les rejets urbains

Le nombre limité de campagnes d'échantillonnage sur les DO et avant tout la grande variabilité des concentrations dans les RUTP, déjà constatée sur d'autres sites tels que Paris et Lyon, rendent difficile la recherche de paramètres d'influence dans les RUTP. On semble tout de même observer une diminution des concentrations dans les RUTP lorsque la durée de l'épisode pluvieux augmente, ce qui pourrait nottamment résulter de la fin de remobilisation du stock accumulé sur les surfaces urbaines et en réseau (Figure 7-15 a). Aucune tendance ne semble en revanche se dégager entre les concentrations et l'intensité maximale de la pluie pendant une heure (Figure 7-15 b).

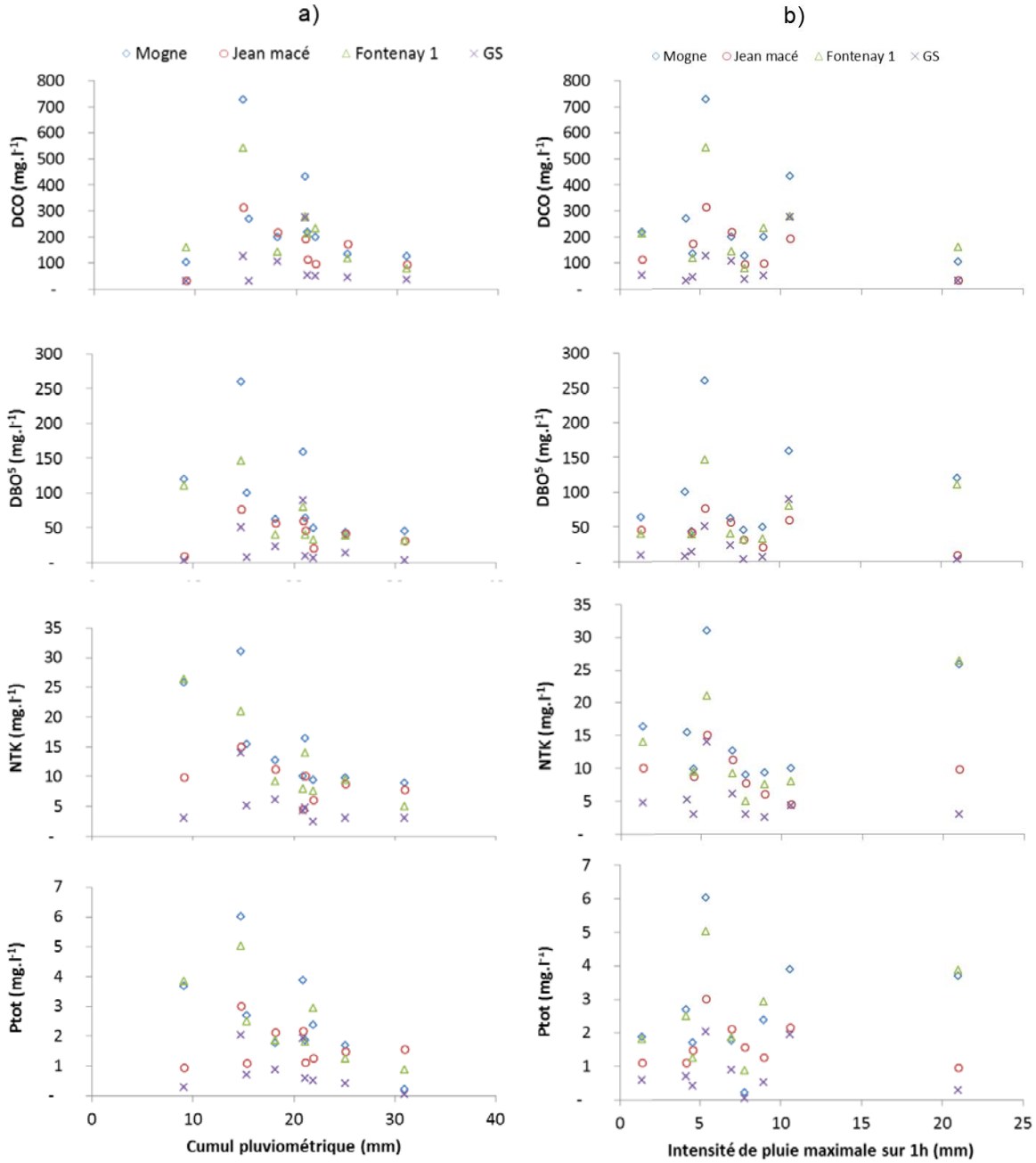


Figure 7-15 : Concentrations dans les RUTP des quatre principaux DO en fonction a) du cumul pluviométrique et b) de l'intensité maximale de la pluie sur 1h

Nous allons maintenant chercher à estimer les flux de nutriments et de carbone dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement à partir des données dont nous disposons.

7.4.Calcul de flux en rivière

7.4.1. Flux de DCO, DBO_5, NTK et Ptot transités dans le milieu naturel

Concernant le calcul de flux des paramètres globaux (DCO, DBO_5, NTK et Ptot) dans le milieu naturel, pour lequel nous disposons d'un jeu de données bimensuelles sur 2011-2012, nous avons appliqué la méthode de [*Verhoff et al.*, 1980] recommandée pour le calcul de flux dissous à partir d'échantillonnage discret décrite dans le Chapitre 2 (paragraphe 5.1.2.1) (Tableau 7-5).

Tableau 7-5 : Bilan des flux de DBO5, DCO, NTK et Ptot dans l'Isère et le Drac en 2011 et 2012

		Isère campus	Drac	Isère aval agglomération	Ecart (Aval-Amont) /Aval
Surface du bassin versant (km²)		*5 570*	*3 550*	9 400	
Flux d'eau (10^9 $m^3.a^{-1}$)	**2011**	4,0	2,1	6,4	5%
	2012	6,5	3,1	9,1	-5%
Flux de MES (10^6 $t.a^{-1}$)	**2011**	1,0	0,167	1,0	-14%
	2012	1,6	0,174	2,0	10%
Flux de DBO^5 ($t.an^{-1}$)	**2011**	**5672**	**2389**	**10270**	**22%**
Incertitude sur le flux		*41%*	*42%*	*34%*	
Nombre de mesures		28,0	29,0	29,0	
Flux de DBO5 (t.an-1)	**2012**	**6193**	**3142**	**14767**	**37%**
Incertitude sur le flux		*45%*	*53%*	*49%*	
Nombre de mesures		20,0	20,0	20,0	
Flux de DCO ($t.an^{-1}$)	**2011**	**31880**	**9541**	**59236**	**30%**
Incertitude sur le flux		*51%*	*62%*	*64%*	
Nombre de mesures		28,0	29,0	29,0	
Flux de DCO ($t.an^{-1}$)	**2012**	**43619**	**19609**	**70079**	**10%**
Incertitude sur le flux		*67%*	*73%*	*63%*	
Nombre de mesures		20,0	20,0	20,0	
Flux de NTK ($t.an^{-1}$)	**2011**	**10345**	**5136**	**15873**	**2%**
Incertitude sur le flux		*58%*	*55%*	*52%*	
Nombre de mesures		16,0	16,0	16,0	
Flux de NTK ($t.an^{-1}$)	**2012**	**12156**	**9826**	**21004**	**-5%**
Incertitude sur le flux		*74%*	*103%*	*71%*	
Nombre de mesures		8,0	8,0	8,0	
Flux de Ptot ($t.an^{-1}$)	**2011**	**718**	**206**	**1547**	**40%**
Incertitude sur le flux		*37%*	*67%*	*41%*	
Nombre de mesures		49,0	49,0	49,0	
Flux de Ptot ($t.an^{-1}$)	**2012**	**713**	**770**	**1922**	**23%**
Incertitude sur le flux		*54%*	*93%*	*59%*	
Nombre de mesures		15,0	15,0	15,0	

Les intervalles de confiance à 95 % ont été calculés à partir de la formule de l'erreur standard décrite dans [*Hope et al.*, 1997]. Les bilans annuels de DBO_5, DCO, et Ptot sont excédentaires entre l'amont et l'aval, indiquant de probables apports intermédiaires d'origine urbaine (+2 à +40 %) tandis que les bilans de NTK sont équilibrés à 5 % près (Tableau 7-5). Nous verrons si ces écarts peuvent être expliqués par des apports intermédiaires des RUTP et de la Step, toutefois les incertitudes associées à ces bilans sont du même ordre de grandeur que les écarts observés.

7.4.2. Apport méthodologique des mesures haute fréquence : application au flux de COP à la station Isère campus

Nous allons présenter dans cette partie plusieurs méthodes de calcul de flux pour estimer des flux annuels et événementiels de COP. La méthode classique pour calculer le flux de contaminants particulaires est celle proposée par [*Meybeck et al.*, 1992] (teneur constante). Nous proposons ici de comparer cette méthode à trois autres : la détermination de concentrations types par régime hydrologique, l'utilisation d'une relation entre COP et concentration en MES et finalement l'exploitation d'une sonde spectrométrique (voir Chapitre 2, paragraphe 3.1.2.1).

Une attention particulière est portée sur les épisodes de crues. En effet plus de 50 % du flux de COP sur l'Isère transite en moins de 10 % tu temps (Figure 7-16).

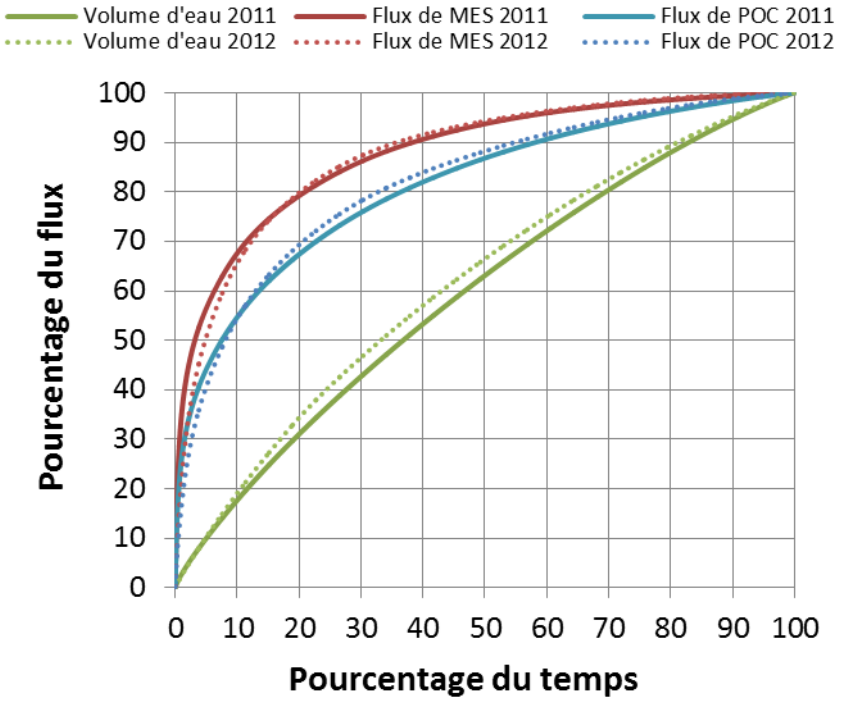


Figure 7-16 : Pourcentages des flux cumulés d'eau, de MES et de COP en fonction du temps en 2011 et 2012

7.4.2.1. Estimation par la méthode des teneurs constantes

La méthode de calcul de flux de contaminants par la méthode des teneurs constantes consiste à multiplier la teneur en contaminant mesurée à un instant t par le flux de MES

écoulé jusqu'au prélèvement suivant [*Meybeck et al.*, 1992]. Les données en période de crues ne sont appliquées que sur la durée des épisodes de crues afin de ne pas appliquer des concentrations observées en crue sur des périodes de basses eaux.

7.4.2.2. Estimation à partir de concentrations types par régime hydrologique

Nous avons pu comparer les mesures de COP réalisées en 2011-2012 avec le suivi mené entre 2006 et 2012 à la station Isère campus [*Némery et al.*, 2013]. Nous avons observé à partir des mesures de COP (2011-2012) que des concentrations distinctes étaient identifiables entre les différents régimes hydrologiques, permettant ainsi d'estimer des flux en fonction de gamme de débit ou de MES mesurés à pas de temps fin. La comparaison des concentrations mesurées sur la période 2011-2012 (C(COP%)= 2 ± 0,7 % en régime de base et C(COP%)= 1,3 ± 0,3 % en crue et en chasse) et 2006-2012 (C(COP%)= 2,4 ± 1,4 % en régime de base et C(COP%)= 1,2 ± 0,3 % en crue et C(COP%)= 1,3 ± 0,3 % en chasse) montre une plus grande variabilité des concentrations échantillonnées en régime de base depuis 2006 (Figure 7-17). Les distributions des concentrations durant les chasses et crues sont en revanche très proches entre elles et entre les deux jeux de données. La dispersion des données de chasse est légèrement inférieure à celle des crues, ce qui peut toutefois provenir du plus faible nombre de valeurs. Nous utiliserons les concentrations moyennes et l'amplitude entre les valeurs maximales et minimales observées durant chaque régime pour calculer l'incertitude liée à l'application d'une concentration moyenne par régime hydrologique.

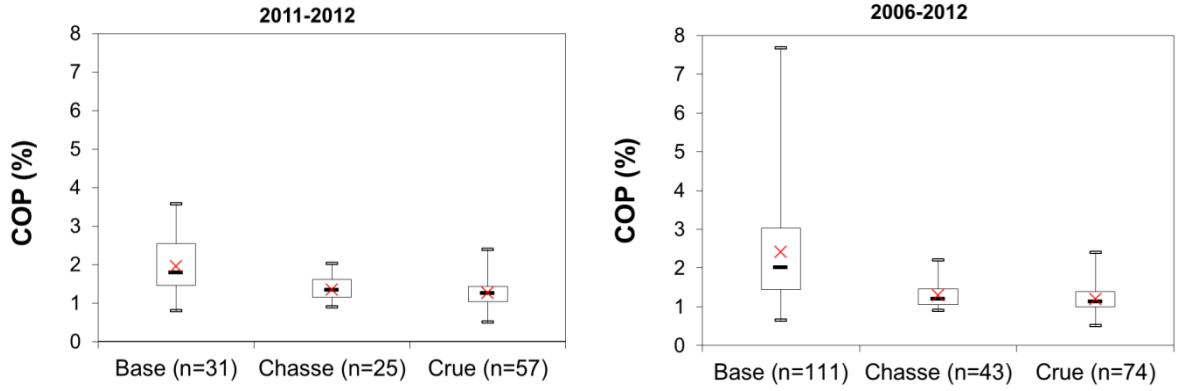


Figure 7-17 : Concentrations en COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) par régimes hydrologiques à partir des jeux de données 2011-2012 et 2006-2012

Afin d'automatiser le calcul de flux, nous avons cherché à déterminer un critère sur le débit (Figure 7-18a) ou la concentration en MES (Figure 7-18b). La représentation des concentrations en COP en fonction du débit semble montrer qu'au-dessus de 200 $m^3.s^{-1}$, les concentrations tendent vers la valeur moyenne de régime de crue et chasse (Figure 7-18a), cependant, un nombre important de points identifiés en régime de crue et de chasse se situent en dessous de 200 $m^3.s^{-1}$ et leur appliquer la concentration moyenne du régime de base surestimerait fortement les flux totaux de COP. Un critère sur la concentration en MES semble plus adapté, et l'on observe que la plupart des points de régimes de crue et de

chasse ont des concentrations en MES supérieures à 0,3 g.L^{-1}, alors que peu de points échantillonnés en régime de base dépassent cette concentration (Figure 7-18b).

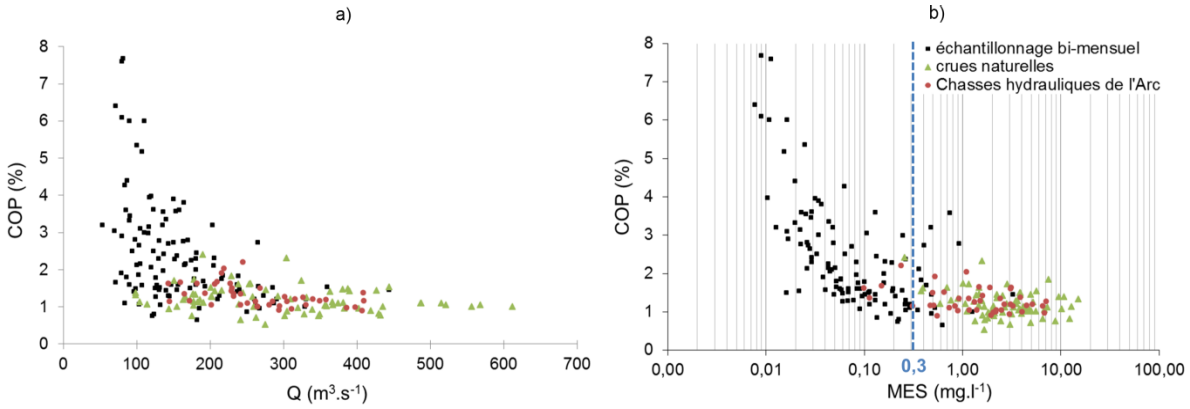


Figure 7-18 : Concentrations en COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) en fonction du débit sur la période 2006 et 2012

La multiplication des données de COP % par les concentrations en MES fournit des concentrations en COP exprimées en mg.L^{-1}, qui représentent de façon satisfaisante les concentrations en COP mesurées (Figure 7-19 a et b). Les concentrations en COP estimées et mesurées, exprimées en mg.L^{-1} sont fortement corrélés du fait de l'importance de la variabilité des MES dans le résultat de COP mg.L^{-1} (Figure 7-20). En effet, la concentration en COP (mg.L^{-1}) est proportionnelle à la concentration en MES, dont les écarts varient sur plusieurs ordres de grandeurs, contrairement aux teneurs en COP (%) au sein des MES.

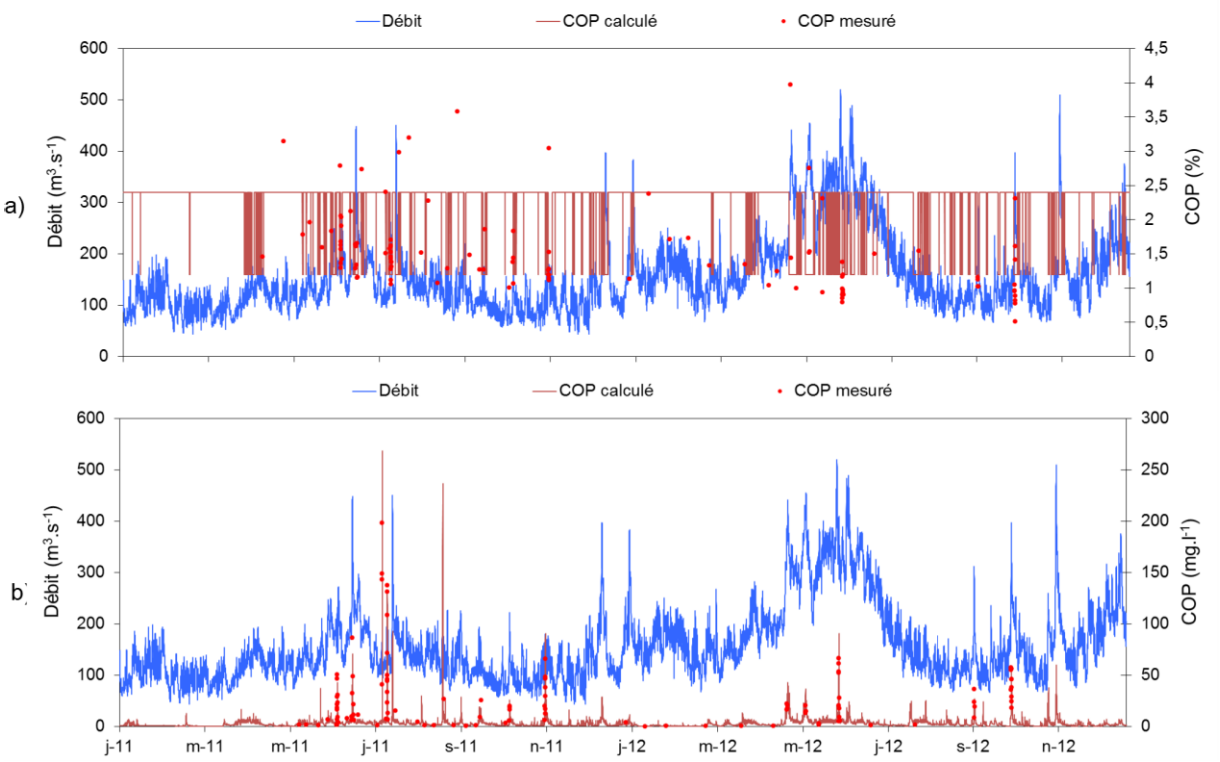


Figure 7-19 : Chronique des concentrations en COP mesurées et calculées à partir de concentrations moyennes par régimes hydrologiques exprimées a) en COP (%), b) en mg.L^{-1}

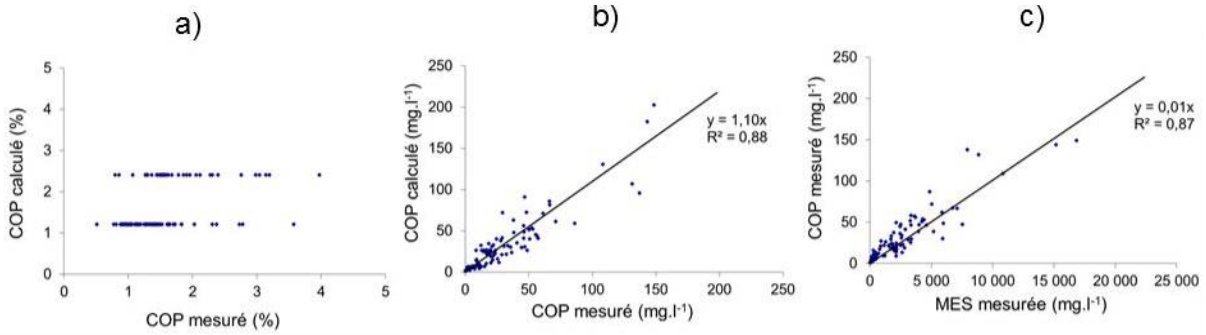


Figure 7-20 : Concentrations en COP calculées et mesurées a) en COP(%), b) en mg.L^{-1}, c) concentrations en COP mesurées en fonction des concentrations en MES mesurées

L'incertitude globale sur les flux annuels de COP est calculée à partir de l'écart type associé à chaque moyenne par type de régime hydrologique et par l'incertitude sur la mesure des débits et des concentrations en MES. Les flux de COP annuels ainsi calculés pour 2011 et 2012 sont de 15743 ± 10255 t.an^{-1} et 25038 ± 15739 t.an^{-1}, avec la moitié du flux transité en 10 % du temps en 2011 et 53,8 % du flux transité en 14,8 % du temps en 2012 lors d'épisodes de crues (Tableau 7-6). Les chasses hydrauliques ont transporté entre 1,4 % et 3,4 % du flux annuel en 2011 et 2012 en moins de 0,5 % du temps.

Tableau 7-6 : Flux de COP mesurés par application d'une concentration moyenne par régime hydrologique (flux moyen, (IC à 95%))

	base		crue		chasse		total
	Flux COP (t)	% flux annuel	Flux COP (t)	% flux annuel	Flux COP (t)	% flux annuel	Flux COP (t)
2011	7581 (6443)	*48,2%*	7949 (3745)	*50,5%*	213 (67)	*1,4%*	15743 (10255)
2012	10736 (9125)	*42,8%*	13476 (6349)	*53,8%*	844 (265)	*3,4%*	25055 (15739)
	Durée (jour)	*% année*	Durée (jour)	*% année*	Durée (jour)	*% année*	Durée (jour)
2011	326	*89,3%*	38	*10,5%*	1	*0,3%*	365
2012	311	*84,9%*	54	*14,8%*	2	*0,4%*	366

7.4.2.3. Estimation à partir d'une relation entre MES, débit et COP

Nous proposons maintenant de reconstituer les concentrations en COP au pas de temps de la demi-heure à partir de l'équation de corrélation avec les MES suivante (Figure 7-13a) [*Némery et al.*, 2013]:

$$COP\ (\%) = 28{,}82 * MES^{-0{,}75} + 0{,}89$$

Les concentrations en COP (mg.L^{-1}) sont ensuite calculées en multipliant la concentration en COP % par la concentration en MES (Figure 7-21).

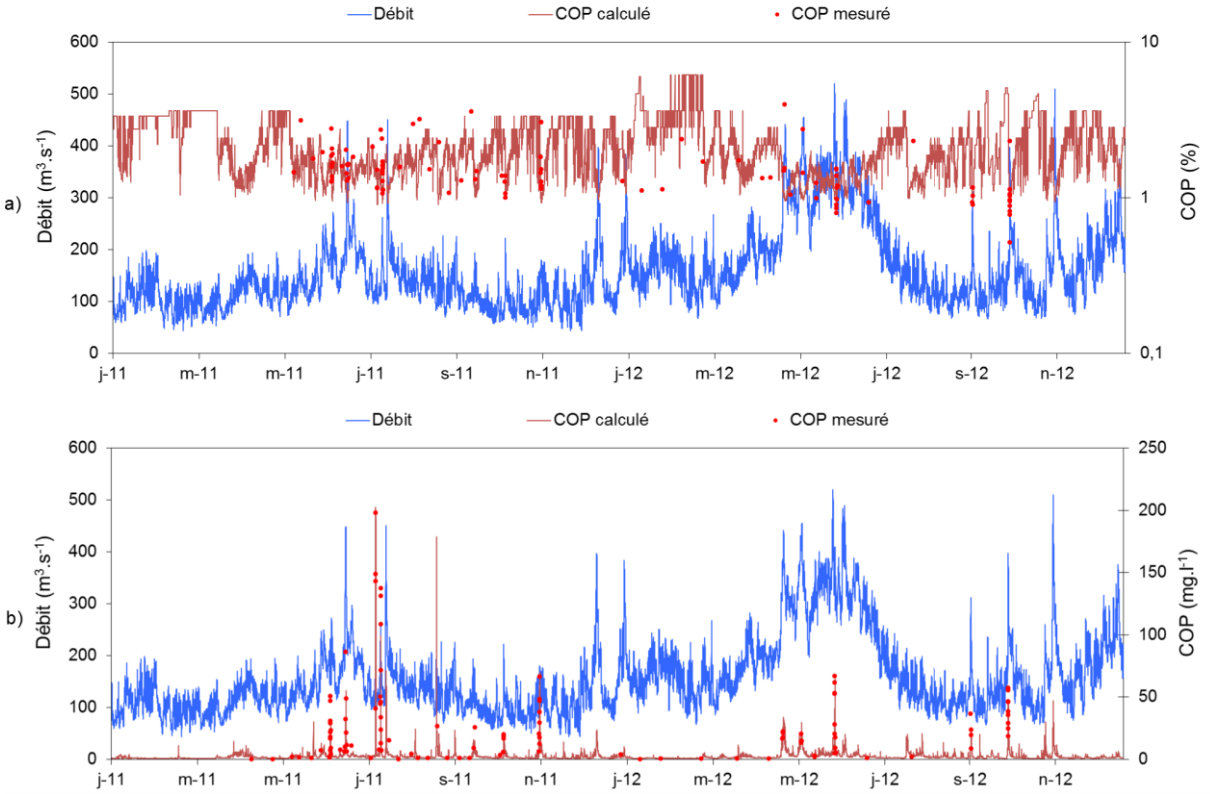


Figure 7-21 : Comparaison des concentrations en COP mesurées et calculées à partir de la relation COP-MES, exprimées a) en COP (%) b) en COP (mg.L^{-1})

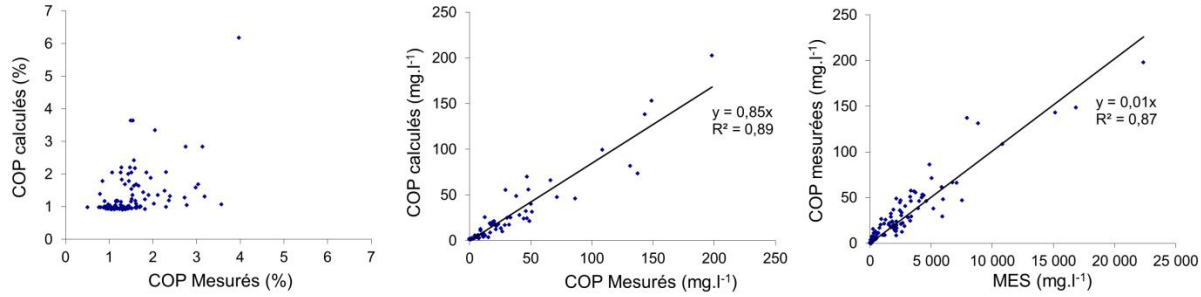


Figure 7-22 : Concentrations en COP calculées en fonction des concentrations en COP mesurées

L'incertitude globale sur les flux annuels de COP calculés à partir d'une relation COP-MES a été déterminée de la même façon que pour l'incertitude sur les flux de MES (Chapitre 2, paragraphe 5.3.3). Une incertitude supplémentaire liée à la dispersion de la relation COP-MES a ainsi été ajoutée par rapport au calcul de flux de MES, notée « dCOP », estimée à 0,63 %. L'évolution de l'écart type sur le flux de COP 2011-2012 a été déterminée en fonction du temps de corrélation des erreurs d'entrée pour dMES = ± 0,36 ou dMES = 30 % ± 0,1 (Figure 7-23). L'écart type varie respectivement de 0,02 (soit une incertitude élargie U = 4 %) avec une erreur aléatoire tirée au pas de temps de la demi-heure, à 0,12 (U=24 %) ou 0,14 (U=28 %) pour une erreur aléatoire tirée au pas de temps de la semaine, et est proche de 0,07 (U=14 %) pour une erreur corrélée à l'échelle de la journée (ce qui semble être le plus proche de nos observations, voir Chapitre 2, paragraphe 5.3.3).

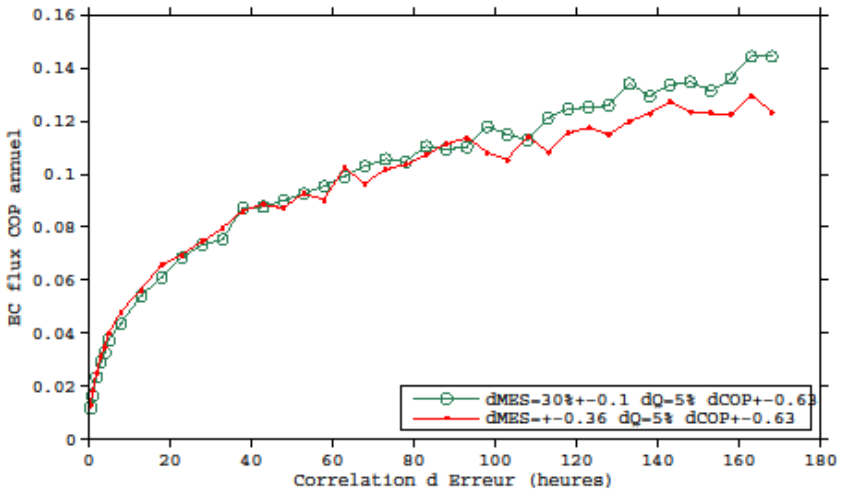


Figure 7-23 : Ecart type sur le flux de COP annuel en fonction du temps d'autocorrélation de l'erreur sur les relations MES-turbidité, hauteur-débit et MES-COP

Les incertitudes globales sur les flux annuels de COP entre 2007 et 2012 ont été calculées pour une durée d'autocorrélation d'une demi-heure et d'une journée en fonction de l'incertitude associée au débit (Tableau 7-7). En supposant que les erreurs sont non corrélées (durée d'autocorrélation d'une demi-heure), les incertitudes varient entre 4,1 % et 6,4 % pour dQ=0 et 4,3 % et 6,7 % pour dQ=30%. En supposant que les erreurs sont corrélées au pas de temps d'une journée, les incertitudes globales varient entre 26,2 % en 2007 et 46,7 % en 2009 pour dQ=0 et entre 29,3 et 44,7 % les mêmes années pour dQ=30 %. Ces résultats indiquent que le tirage d'erreurs aléatoires associées aux données de MES, Q et COP au pas de temps de la demi-heure sous-estime l'incertitude globale liée au calcul de flux de COP annuel.

D'autre part, ces incertitudes sont proches des incertitudes associées aux flux de MES annuels et indiquent que l'écart sur la relation COP-MES influence moins que celui sur la relation MES-turbidité. Ceci est cohérent avec la plus forte variabilité des concentrations en MES devant celle du COP (%). Enfin, ces résultats confirment que l'incertitude sur le débit est négligeable face à l'influence de l'incertitude associée aux MES dans l'incertitude globale des flux de COP annuels [*Arnaud et al.*, 2013].

Tableau 7-7 : Incertitudes relatives globales sur les flux annuels de COP calculés pour différentes incertitudes sur le débit avec un temps de corrélation de l'erreur fixé à une demi-heure ou à un jour (résultats exprimés en %)

		Incertitude sur le débit (dQ)									
		0%		**3%**		**10%**		**20%**		**30%**	
U (IC=95%)	**Flux COP (t)**	1/2 h	1 jour	1/2 h	1 jour	1/2 h	1 jour	1/2 h	1 jour	1/2 h	1 jour
2007	18 260	4,1	26,2	4,18	27,1	4,1	27,3	4,3	25,9	4,3	29,3
2008	43 759	5,8	35,3	5,69	36,1	5,7	34,6	6,0	36,6	6,3	38,6
2009	11 210	6,4	42,7	6,55	43,7	6,4	43,0	6,5	41,7	6,7	44,7
2010	25 508	5,2	32,2	5,13	31,7	5,1	31,9	5,5	33,1	5,6	36,2
2011	12 647	5,0	30,9	5,09	29,8	5,3	31,2	5,3	31,7	5,6	34,2
2012	20 598	4,1	27,4	4,21	28,8	4,2	27,7	4,4	29,4	4,7	30,7
2011-2012	33 244	3,0	21	3,0	21	3,3	21	4,3	22	5,8	23

7.4.2.4. Estimation à partir de mesures spectrométriques (sonde S ::can)

Comme décrit dans le Chapitre 2, paragraphe 3.1.2.1.e, une sonde spectrométrique a été installée à la station Isère campus en juin 2011 afin de tester le potentiel de suivi en continu de la turbidité du COP et autres substances dissoutes (COD, NO^{3-}).

Les mesures de spectres d'absorbance UV-visible permettent d'estimer en continu les concentrations en polluants dans un milieu par l'application d'une calibration globale fournie par le constructeur. Cependant, cette calibration n'est pas adaptée aux gammes de concentrations observées sur l'Isère, et la sonde sature pour des concentrations en MES supérieures 6 g. l^{-1} (Figure 7-24) [*Minaudo*, 2011; *Arnaud*, 2012]. Il est en effet nécessaire d'effectuer un étalonnage spécifique local pour obtenir une estimation précise des concentrations en polluants [*Langergraber et al.*, 2003]. Pour cela, un algorithme d'étalonnage par régression PLS (Partial Least Squares), déjà utilisé pour ce type d'applications, et fournissant de bons résultats en réseau urbain a été employé [*Torres and Bertrand-Krajewski*, 2006].

La régression PLS est un outil mathématique permettant de traiter les données d'absorption fournies par les spectromètres afin d'estimer des concentrations équivalentes en polluants. L'étalonnage repose sur la corrélation entre des résultats de mesures in situ de spectres et des analyses en laboratoire effectuées sur des échantillons prélevés à proximité de la sonde. L'étalonnage local est basé sur une relation théorique linéaire ou polynomiale entre les valeurs de concentrations équivalentes fournies par le capteur en mode étalonnage global et les valeurs de concentration des échantillons mesurées en laboratoire [*De Bénédittis and Bertrand-Krajewski*, 2006]. Les paramètres du modèle ont été déterminés à partir de 112 points de mesures, dont 42 ont servi pour la calibration du modèle (Figure 7-25) et 70 à sa validation. Les données manquantes en février 2012 sont dues à une panne de compresseur. Les concentrations en COP calculées reproduisent relativement bien les concentrations mesurées, excepté pour l'événement du 10/07/11 correspondant à une lave torrentielle. Les étapes de la régression PLS appliquée sont détaillées dans les rapports de stages de Camille Minaudo et Jérémy Arnaud [*Minaudo*, 2011; *Arnaud*, 2012].

Les tests réalisés sur le COD et les nitrates ont montré des saturations rapides de la sonde au-delà de 0,5 g.L-1 de MES, indiquant qu'une telle sonde n'est pas appropriée au suivi des éléments dissous sur l'Isère, compte tenu des concentrations élevées de MES [Minaudo, 2011; Arnaud, 2012].

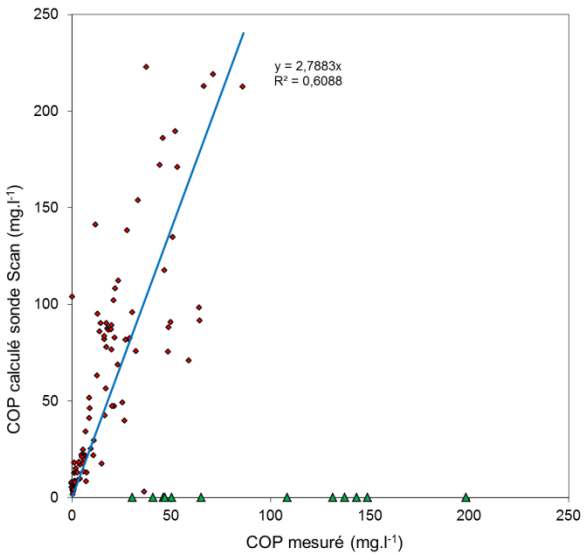


Figure 7-24 : Concentrations en COP calculées par la sonde spectrométrique avec la calibration locale en fonction des concentrations en COP mesurées [*Arnaud*, 2012]

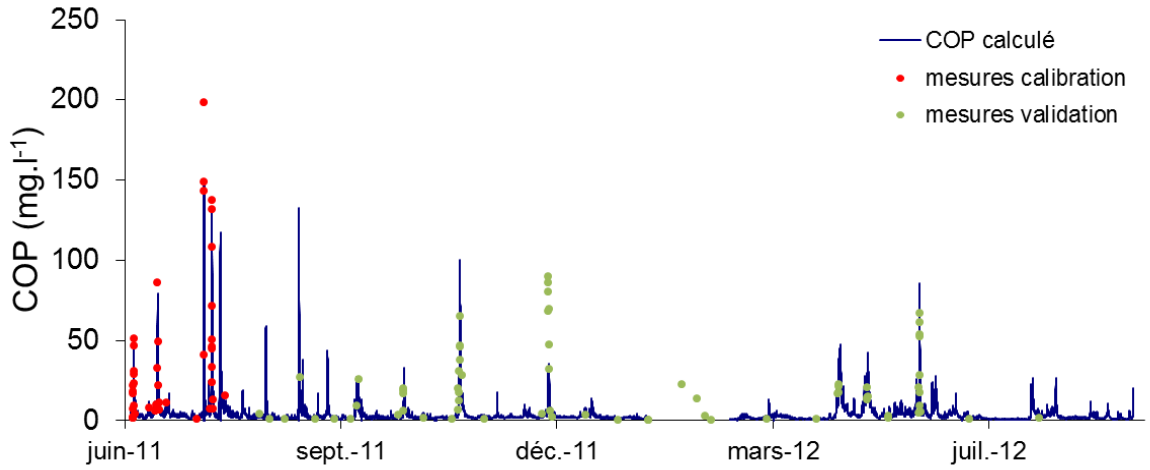


Figure 7-25 : Chronique des concentrations en COP reconstituées à partir des mesures spectrométriques traitées par algorithme PLS et concentrations en COP mesurées

7.4.2.5. Comparaison des méthodes

Les résidus (écarts entre COP mesurés et calculés) issus du modèle PLS appliqué aux données spectrométriques et ceux issus de la relation COP-MES sont présentés sur la Figure 7-26. On observe que les résidus associés à la relation COP-MES sont situés en dessous de la bissectrice, indiquant une sous-estimation des concentrations, tandis que les résidus associés au calcul de la sonde spectrométrique sont plus dispersés mais ne semblent pas présenter de biais systématique. Dans les deux cas, les résidus augmentent avec la concentration en COP. L'utilisation de la sonde spectrométrique présente l'avantage de calculer directement les concentrations en COP exprimées en $mg.L^{-1}$ sans faire intervenir la relation MES-turbidité et COP-MES, ce qui limite les incertitudes liées à ces relations.

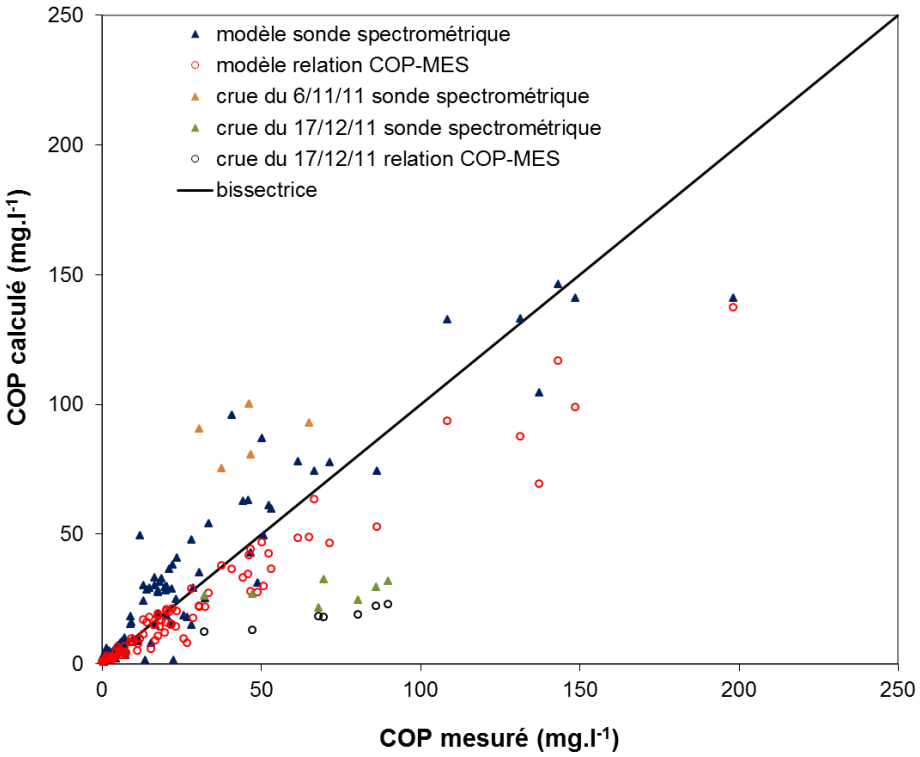


Figure 7-26 : Dispersion des écarts en concentrations en COP mesurées et calculées par la sonde spectrométrique et par la relation COP-MES

Les flux estimés par les quatre méthodes sont présentés ci-dessous (Tableau 7-8). Globalement, toutes les méthodes de calcul fournissent des valeurs de flux du même ordre de grandeur. Toutefois, les flux calculés par la méthode des teneurs constantes sont souvent supérieurs à ceux estimés par les autres méthodes. Ceci peut s'expliquer par le fait que les chroniques de MES présentent des pics, associés à des crues sur les affluents. Si une telle crue entraîne des concentrations en MES inférieures à 2 $g.L^{-1}$ (seuil d'échantillonnage fin), le COP n'est pas mesuré spécifiquement lors de l'évènement. La dernière valeur mesurée avant l'évènement est alors multipliée par la concentration en MES importante de l'événement, alors que lors des crues, le COP(%) est globalement plus faible qu'en régime de base. Ceci pourrait expliquer une surestimation de la méthode des teneurs constantes.

Tableau 7-8 : Comparaison des flux de COP estimés par les trois méthodes présentées, sur les périodes d'enregistrement de la sonde spectrométrique (*en 2011, l'enregistrement de la sonde spectrométrique a débuté le 6 juin 2011, ** données disponibles en 2012 du 10 mars au 12 septembre)

Flux COP (t)	Teneur constante	Régime hydrologique	Relation COP-MES	Sonde spectrométrique
juin-décembre 2011	7873	5090	4318	6109
mars-octobre 2012	17719	17869	14403	17119
juin 2011-juin 2012	32367	24822	20042	-
2011	19580	15741	12646	-
2012	26773	25055	20616	-

Les deux méthodes indirectes estimant les flux de COP sur la seule base des concentrations en MES (régimes hydrologiques et relation MES-COP) semblent systématiquement sous-estimer les quantités de carbone transitées par rapport aux calculs plus directs (valeurs constantes et sonde spectrométrique). Les flux calculés par la relation MES-COP sont inférieurs à ceux estimés par toutes les autres méthodes, confirmant ainsi la sous-estimation entraînée par cette méthode. La méthode des régimes hydrologiques fournit une estimation intermédiaire.

Finalement, l'ordre de grandeur des flux de COP est fiable, puisque similaire pour toutes les méthodes. Il semble que les deux méthodes indirectes sous estiment le flux. Toutefois, aucune n'est totalement fiable, car la fréquence de prélèvement est assez faible et ne capte pas nécessairement toutes les fluctuations de la teneur en COP. Ainsi la méthode des valeurs constantes pourrait surestimer les flux. Finalement, l'étalonnage de la sonde spectrométrique présente une dispersion importante, ce qui ne permet pas de la considérer comme une référence.

Malgré la sous-estimation qu'elles semblent entraîner, les deux méthodes indirectes sont intéressantes car elles sont applicables pour des périodes lors desquelles les mesures directes de COP n'ont pas été réalisées. Les flux de COP annuels depuis 2007 ont ainsi pu être calculés à partir des chroniques de MES enregistrées au pas de temps de la demi-heure (Figure 7-27). Ces flux sont entachés d'une incertitude moyenne estimée à 30 %.

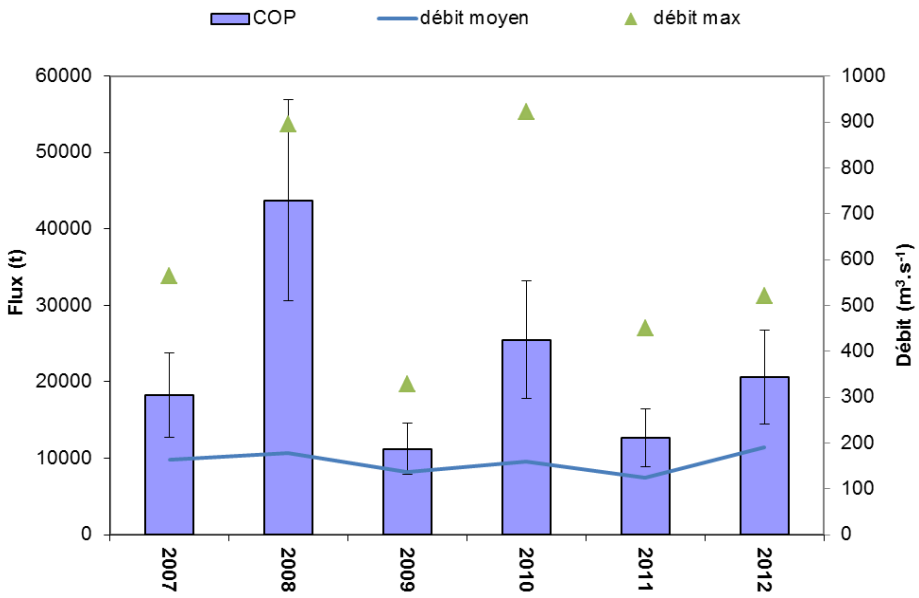


Figure 7-27 : Flux de COP estimés à partir de la relation COP-MES observée sur l'Isère à la station campus appliquée aux données depuis 2007

7.5.Calcul des flux déversés par le système d'assainissement

7.5.1. Flux issus du système d'assainissement lors des campagnes de temps de pluie

7.5.1.1. Proportion des flux en sortie de Step et aux DO

Les flux événementiels de DCO et DBO_5 rejetés par l'ensemble du système d'assainissement varient d'un ordre de grandeur entre l'événement le plus faiblement et le plus fortement déversant des neuf campagnes de temps de pluie (Figure 7-28). Excepté ces deux événements pluvieux échantillonnés (14 mai et 16 juin 2011), les flux totaux rejetés sont relativement proches. La part des DO sur l'ensemble des rejets du système d'assainissement en revanche est très variable (moins de 5 % à plus de 75 % pour les deux paramètres) et est en moyenne sur les neuf événements pluvieux proche de 50 % (Tableau 7-9).

Les gammes de variation des flux totaux de NTK et de Ptot sont plus resserrées et varient d'un facteur 2 et 3 respectivement sur les neuf campagnes (Figure 7-28). A l'échelle des neuf événements suivis, la part des DO dans les rejets totaux de NTK et de Ptot du système est inférieure à celle des rejets de la Step (24 et 34 % en moyenne) (Tableau 7-9). Ces proportions sont inférieures à la part des DO dans les rejets totaux de MES qui atteint 59 % (Chapitre 3, paragraphe 6.3.3.1). Les incertitudes globales sur l'estimation des flux de MES, DCO, DBO5 et Ptot déversés lors des campagnes de mesures du schéma directeur ont été calculées à partir de la formule de propagation des incertitudes (Chapitre 2, paragraphe 5.3.5).

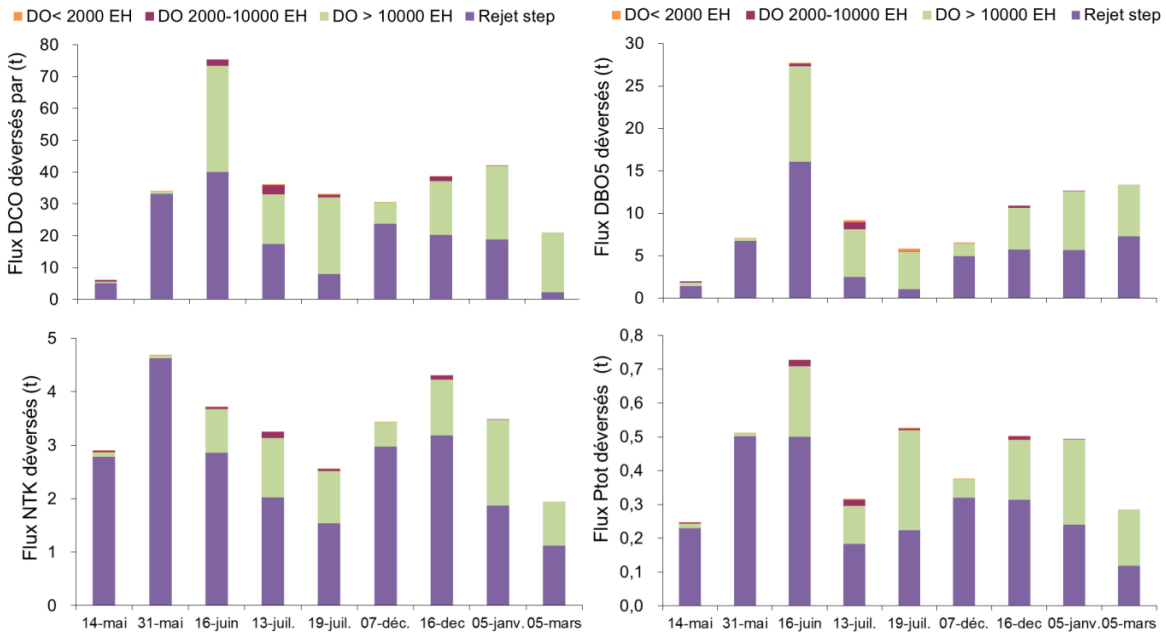


Figure 7-28 : Flux événementiels de DCO, DBO5, NTK et Ptot rejetés par les principaux DO lors des neuf campagnes de temps de pluie

Tableau 7-9 : Flux déversés par le système d'assainissement lors des neufs événements pluvieux suivis (le DO Step est ici inclus dans les rejets)

Rejets	14-mai	31-mai	16-juin	13-juil.	19-juil.	07-déc.	16-déc.	05-janv.	05-mars	Somme (t) *moyenne(%)*
DCO (Incertitude 50%)										
Total flux (DO+Step) événementiel (t)	**6**	**34**	**75**	**36**	**33**	**30**	**39**	**42**	**21**	**317**
% Flux DO / Flux total	**17%**	**3%**	**47%**	**52%**	**76%**	**22%**	**48%**	**55%**	**90%**	***47%***
DBO5 (Incertitude 50%)										
Total flux (DO+Step) événementiel (t)	**2**	**7**	**28**	**9**	**6**	**6**	**11**	**13**	**13**	**95**
% Flux DO / Flux total	**28%**	**5%**	**42%**	**72%**	**80%**	**23%**	**47%**	**55%**	**46%**	***46%***
NTK (Incertitude 50%)										
Total flux (DO+Step) événementiel (t)	**2,9**	**4,7**	**3,7**	**3,3**	**2,6**	**3,4**	**4,3**	**3,5**	**1,9**	**30**
% Flux DO / Flux total	**4%**	**1%**	**23%**	**38%**	**40%**	**13%**	**26%**	**46%**	**42%**	***24%***
Ptot (Incertitude 55%)										
Total flux (DO+Step) événementiel (t)	**0,2**	**0,5**	**0,7**	**0,3**	**0,5**	**0,4**	**0,5**	**0,5**	**0,3**	**4**
% Flux DO / Flux total	**7%**	**2%**	**31%**	**42%**	**58%**	**15%**	**37%**	**51%**	**58%**	***34%***

Nous disposons de mesures de COP et COD sur quatre des neuf événements, et uniquement sur les quatre principaux DO, ce qui ne permet pas de chercher à observer des variations spatio-temporelles, nous avons donc uniquement calculé un flux moyen sur les quatre événements pour lesquels nous disposons de mesures.

7.5.1.2. Flux spécifiques aux DO

Les flux spécifiques mesurés sur les DO grenoblois sont du même ordre de grandeur que ceux mesurés sur des bassins unitaires de tailles voisines (Tableau 7-10).

Tableau 7-10 : Comparaison des flux spécifiques calculés sur les bassins des principaux DO grenoblois avec des exemples de la littérature (min-max, (médiane), *d10, d90*)

	Flux spécifiques (kg.ha^{-1})	Nombre d'événements	DCO	DBO5	COD*	COP*	COT*	NTK	Ptot	Source
Grenoble	Mogne	9 (4-5*)	0,5-55,2 (21,4)	0,6-20,3 (6,6)	0,005-1,4 (1,0)	0,53-11,4 (7,6)	0,54-12,4 (8,9)	0,1-2,3 (1,3)	0,017-0,5 (0,2)	SDA
	Jean-Macé		0,1-52,2 (22,3)	0,02-12,7 (6,9)	0,002-1,0 (0,8)	0,04-26,2 (7,4)	0,02-8,4 (4,2)	0,02-2,7 (1,2)	0,002-0,4 (0,3)	
	Fontenay		1,6-82,8 (24,9)	1,1-18,0 (11,0)	0,85-2,9 (2,1)	17,66-26,6 (22,1)	20,5-29,1 (24,8)	0,3-3,2 (1,9)	0,039-1 (0,3)	
	Grande Saulne		0,2-21,2 (1,9)	0,05-6,8 (0,2)	0,004-0,5 (0,1)	0,02-3,3 (1)	0,02-3,8 (1,3)	0,01-0,7 (0,1)	0,002-0,1 (0,01)	
Paris	6 bassins OPUR**	15	*19-89 (39)*	*9-33 (16)*			*2-25 (11)*	*1-4 (2)*		Gasperi, 2006; Kafi, 2006
	Sébastopol	6 à 13	*12-44 (32)*	*10-22 (15)*			*4-14 (10)*	*1-3 (2)*		
	Quais	7 à 10	*18-45 (25)*	*8-21 (12)*			*4-15 (8)*	*2-4 (3)*		
	Marais	24 à 68	*15-52 (28)*	*6-20 (11)*			*7-23 (11)***	*1-4 (2)***		Gromaire, 2001
Lyon	Ecully (OTHU)	12	3-48 (12)							Becouze-Laleure, 2010
	Chassieu (OTHU)									
	EP	14	0,2-20 (5)							

7.5.1.3. Comparaison des flux au DO Step et aux DO principaux

Comme évoqué au Chapitre 3, les mesures réalisées dans le cadre du schéma directeur d'assainissement ont montré qu'il semblait plus juste d'utiliser pour chacun des principaux DO la concentration moyenne calculée à partir des concentrations mesurées lors des neuf campagnes de temps de pluie plutôt que les concentrations mensuelles au DO Step (Chapitre 3, paragraphe 6.3.1.1c). Afin de confirmer ces résultats, les flux issus de ces deux méthodes ont été calculés et comparés aux flux mesurés à partir des concentrations événementielles. De même que pour les MES, pour la plupart des paramètres et des DO, l'utilisation d'une concentration moyenne fournit une estimation plus proche du flux mesuré lors des neuf campagnes que l'emploi de la concentration moyenne au DO Step, qui surestime fortement les estimations (de 50 à plus de 500 %) (Tableau 7-11). Ceci semble donc conforter l'apport de l'emploi des concentrations moyennes mesurées à la place de la concentration moyenne mensuelle au niveau du DO Step.

Tableau 7-11 : Synthèse de la somme des flux déversés par les quatre principaux DO calculés à partir de la moyenne ou de la médiane mesurée par DO lors des neuf événements déversants échantillonnés ou à partir de la moyenne mensuelle au DO Step

	Concentration utilisée	Flux DCO (t)	Ecart relatif	Flux DBO5 (t)	Ecart relatif	Flux NTK (t)	Ecart relatif	Flux Ptot (t)	Ecart relatif
Mogne	Mesure	67,6	%	22,6	%	3,4	%	0,6	%
	Moyenne 9 événements	79,1	17,1	29,6	30,8	4,6	36,5	0,8	30,2
	Médiane 9 événements	58,6	-13,3	18,7	-17,5	3,4	0,0	0,6	2,5
	DO Step mensuel	107,7	59,4	45,0	98,7	7,3	116,1	1,0	63,3
Jean Macé	Mesure	17,5		4,6		0,9		0,2	
	Moyenne 9 événements	17,7	1,2	4,9	5,6	1,1	13,0	0,2	-2,1
	Médiane 9 événements	16,4	-6,4	5,0	8,6	1,1	14,6	0,2	-12,0
	DO Step mensuel	41,8	139,4	17,0	268,2	2,9	208,0	0,4	108,8
Fontenay	Mesure	51,2		13,2		2,5		0,5	
	Moyenne 9 événements	63,5	24,2	18,8	42,3	3,6	45,0	0,7	55,9
	Médiane 9 événements	53,7	5,0	11,6	-11,8	2,7	7,5	0,6	34,8
	DO Step mensuel	103,8	102,9	39,8	202,3	7,1	185,4	1,0	115,2
Grande Saulne	Mesure	3,0		0,8		0,1		0,02	
	Moyenne 9 événements	2,4	-19,8	0,7	-16,5	0,1	10,2	0,02	3,3
	Médiane 9 événements	1,5	-52,0	0,3	-65,3	0,1	-7,1	0,02	-26,6
	DO Step mensuel	15,0	393,2	5,2	550,7	0,8	503,2	0,12	432,3

7.5.2. Estimation des déversements annuels

7.5.2.1. Flux en sortie de Step calculés à partir des mesures d'autosurveillance

La part des rejets d'effluents déversés sans traitement au niveau du DO Step est faible et varie de 0,4 % à 2,5 % des rejets totaux de la Step (Tableau 7-12). Celle des rejets après traitement primaire au niveau de l'écrêtage amont est légèrement supérieure et représente entre 1,6 % et 8,5 % de l'ensemble des rejets. Les incertitudes sur les flux annuels déversés par la Step ont été calculées à partir des écarts types sur les volumes déversés et

sur les concentrations journalières. Ces incertitudes varient entre 70 % à 90 % selon les rejets pour la DBO_5 et la DCO et de 30 % à 60 % pour le NTK, le Ptot et le COP, dont les variations de concentrations sont plus faibles.

Tableau 7-12 : Flux déversés en sortie de Step en 2011 et 2012 (les rejets DO Step et Ecrêtage amont sont compris dans le rejet Isère) (flux moyen, (IC95%), *pourcentage*)

	Flux DBO5		Flux DCO		Flux NTK		Flux Ptot		Flux COP	
	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012	2011	2012
DO Step (t)	40 (33)	21 (19)	114 (84)	82 (72)	6,4 (2)	3,5 (2)	0,7 (0,3)	0,5 (0,3)	-	-
% rejet Isère	*2,5%*	*1,8%*	*2,3%*	*2,1%*	*0,5%*	*0,4%*	*0,5%*	*0,5%*	-	-
Ecrétage amont (t)	139 (106)	64 (60)	372 (248)	239 (161)	28,9 (19)	16,3 (7)	3,3 (1,7)	1,8 (0,9)	-	-
% rejet Isère	*8,5%*	*5,5%*	*7,5%*	*6,0%*	*2,2%*	*1,7%*	*2,6%*	*1,6%*	-	-
Rejet Isère (t)	**1631 (979)**	**1171 (631)**	**4981 (2767)**	**3984 (1819)**	**1314 (386)**	**982 (327)**	**129 (38)**	**110 (34)**	**1067 (489)**	**845 (387)**
Rejet journalier spécifique moyen ($g.hbt^{-1}.j^{-1}$)	9,7	7,0	29,7	23,7	7,8	5,8	0,8	0,7	6,4	5,0

7.5.2.2. Flux en sortie des DO calculés à partir des volumes de l'autosurveillance et des concentrations moyennes mesurées

Les flux déversés par l'ensemble des DO varient de 10 tonnes de NTK à plus de 1000 tonnes de DCO (Tableau 7-13). La part des déversements par les DO principaux varie entre 85 % et 92 % de l'ensemble des déversements. Au sein des DO principaux, les DO Mogne et Fontenay représentent à eux deux plus de 90 % des flux.

Tableau 7-13 : Estimation des flux déversés par l'ensemble des DO du réseau en 2011 et 2012 et de la proportion de chacun des principaux DO et classes de DO

DO principaux	Flux DBO5 (t)				Flux DCO (t)				Flux NTK (t)				Flux Ptot (t)			
	2011		2012		2011		2012		2011		2012		2011		2012	
Mogne	148 (44-497)	60%	190 (57-641)	58%	395 (108-1393)	54%	508 (139-1794)	52%	23 (9-59)	54%	29 (12-76)	51%	3,9 (0,2-11,5)	51%	5,0 (0,3-14,8)	48%
Jean Macé	11 (2-27)	5%	6 (1-15)	2%	41 (6-109)	6%	23 (3-61)	2%	2 (0,8-5,3)	6%	1,4 (0,5-3)	2%	0,4 (0,2-1,1)	6%	0,2 (0,1-0,6)	2%
Fontenay	83 (29-243)	34%	131 (45-384)	40%	282 (69-901)	39%	445 (109-1422)	45%	16 (4,5-44)	38%	25 (7-69)	45%	3,2 (0,8-8,3)	42%	5,0 (1,2-13,1)	48%
Grande	3 (0,3-18)	1%	5 (0,4-24)	1%	13 (3-55)	2%	17 (4-74)	2%	1 (0,3-2,8)	2%	1,1 (0,4-4)	2%	0,1 (0,003-0,4)	2%	0,2 (0,004-0,5)	2%
Total DO principaux (t)	246 (75-785)	92%	329 (103-1064)	90%	731 (186-2458)	89%	984 (255-3351)	87%	42 (15-111)	86%	57 (20-153)	85%	8 (1-21)	86%	10 (2-29)	85%
DO < 10 000 EH (t)	11 (1-41)	4%	18 (2-77)	5%	43 (10-141)	5%	79 (20-264)	7%	3 (0,2-9,8)	6%	5 (0,3-18)	7%	0,7 (0,02-3,5)	8%	1 (0,03-6,6)	9%
DO < 2000 EH (t)	11 (1-56)	4%	15 (1-80)	4%	46 (7-219)	6%	63 (10-310)	6%	4 (0,3-22,2)	8%	5 (0,5-32)	8%	0,6 (0,05-2,6)	7%	1 (0,1-3,7)	7%
Total DO (t)	**268 (77-882)**		**365 (106-1221)**		**818 (203-2818)**		**1137 (285-3925)**		**49 (15-143)**		**67 (21-202)**		**9 (1,3-27)**		**12 (2-39)**	

7.6.Bilan des flux urbains et des flux transités dans le milieu naturel

7.6.1. Bilans annuels

La synthèse des flux mesurés dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement indique des bilans majoritairement excédentaires excepté pour le NTK (Tableau 7-5) indiquant une possible sous-estimation des entrées ou une surestimation des sorties. Cependant, les incertitudes étant élevées à la fois dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement, il est difficile de déterminer d'où viennent ces écarts et de tenter d'équilibrer les bilans.

Tableau 7-14 : Synthèse des bilans de DBO_5, DCO, NTK et Ptot mesurés sur le bassin grenoblois

		Isère campus	Drac	DO	Rejet Step	Isère aval	Bilan (Aval-Amont) /Aval
DBO_5	**2011**	**5672**	**2389**	**268**	**1631**	**10270**	**3%**
	incertitude	*41%*	*42%*	*96%*	*81%*	*34%*	
	2012	**6193**	**3142**	**362**	**1171**	**14767**	**26%**
	incertitude	*45%*	*53%*	*96%*	*81%*	*49%*	
DCO	**2011**	**31880**	**9541**	**828**	**4981**	**59236**	**20%**
	incertitude	*51%*	*62%*	*100%*	*85%*	*64%*	
	2012	**43619**	**19609**	**1127**	**3984**	**70079**	**2%**
	incertitude	*67%*	*73%*	*100%*	*85%*	*63%*	
NTK	**2011**	**10345**	**5136**	**49**	**1314**	**15873**	**-6%**
	incertitude	*58%*	*55%*	*100%*	*100%*	*52%*	
	2012	**12156**	**9826**	**67**	**982**	**21004**	**-10%**
	incertitude	*74%*	*103%*	*100%*	*100%*	*71%*	
Ptot	**2011**	**718**	**206**	**9**	**129**	**1547**	**31%**
	incertitude	*37%*	*67%*	*92%*	*100%*	*41%*	
	2012	**713**	**770**	**12**	**110**	**1922**	**16%**
	incertitude	*54%*	*93%*	*92%*	*100%*	*59%*	

L'ensemble des entrées du système mesurées ont été représentées afin de comparer les parts respectives de chacune (Figure 7-29). Cependant les bilans n'étant pas totalement équilibrés, les pourcentages indiqués ne représentent pas la part du flux mesuré dans l'Isère en aval mais la part dans les entrées du système mesurées (Amont milieu, Step et DO). Les bilans montrent que les rejets de la Step représentent entre 2 et 16 % de ces entrées, et les rejets par les DO sont compris entre moins de 1 % et 3 % pour l'ensemble des paramètres. Les flux annuels de DBO_5 et DCO rejetés par les DO sont inférieurs à 3 % des flux entrant, et ceux de NTK et Ptot inférieurs à 1 %.

La somme des rejets urbains représente ainsi entre 3 et 20 % des flux arrivant au système. L'impact des rejets de la Step semble limité pour les paramètres NTK, Ptot et DCO à modéré pour la DBO_5. Comme évoqué précédemment, la part annuelle des RUTP est faible devant celle de la Step. De plus, on remarque que les rejets de la Step en 2012 sont globalement plus faibles qu'en 2011, en flux et en pourcentage des flux entrants. L'Isère apporte entre 44 et 68 % des flux, tandis que le Drac contribue à apporter entre 19 et 48 %.

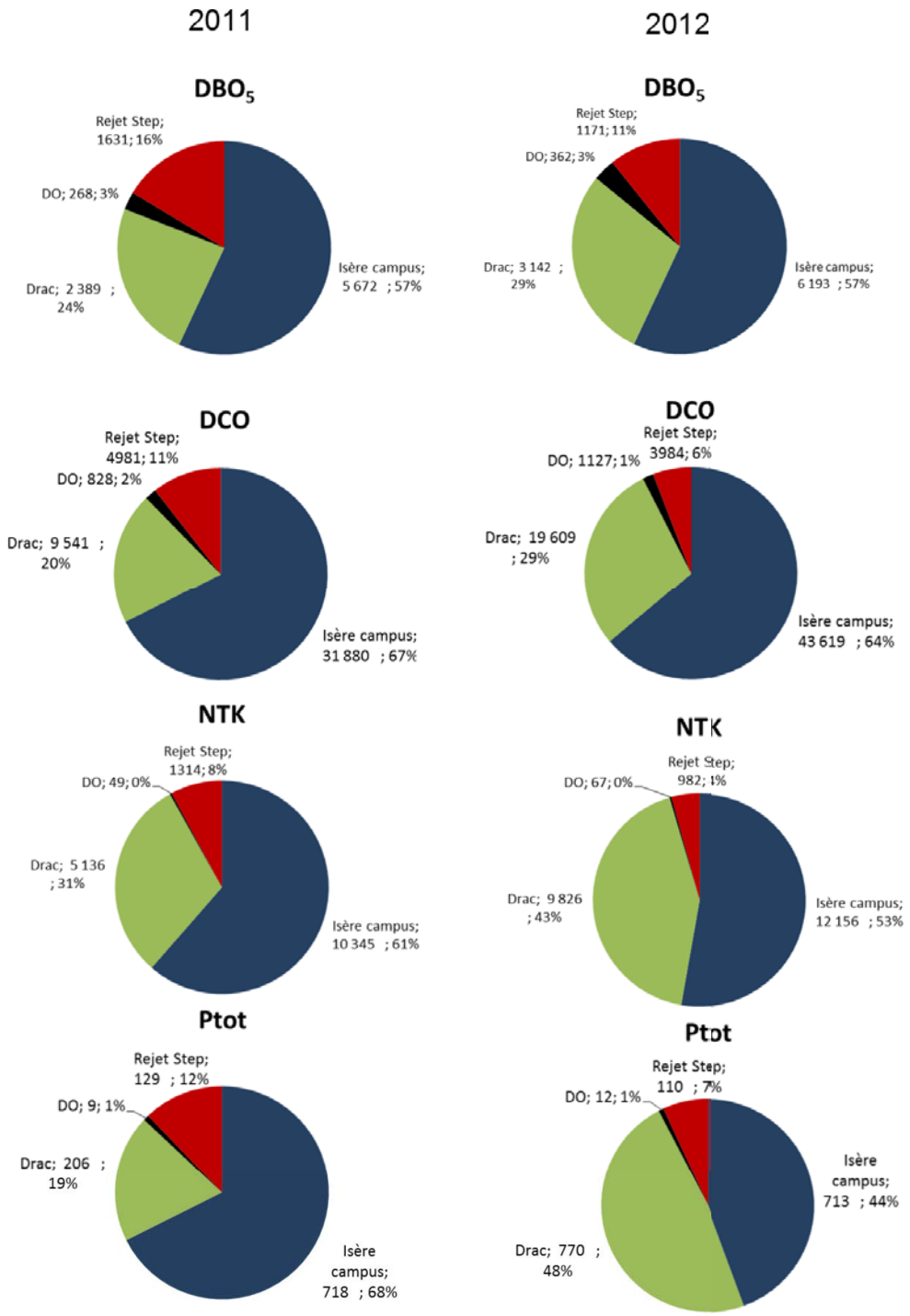


Figure 7-29 : Bilans annuels des flux de paramètres globaux dans le milieu récepteur et en sortie du système d'assainissement en 2011 et 2012

7.6.2. Bilans événementiels

A l'échelle des événements suivis, les flux de DBO_5 et de DCO rejetés par la Step représentent entre 10 et 40 % des flux transités dans l'Isère sur la journée. Les RUTP ont ajouté jusqu'à 60 % du flux de DBO_5 et DCO de l'Isère lors de l'événement du 5 janvier 2012, et du 5 mars (Figure 7-30). La proportion des flux de NTK est moindre, avec des déversements inférieurs à 12 % des charges transités dans le milieu récepteur sur l'ensemble

des campagnes. Enfin, l'impact des rejets de Ptot par la Step est variable, et représente entre 3 et 33 % selon les déversements. Les RUTP ont représenté entre 1 et 12 %.

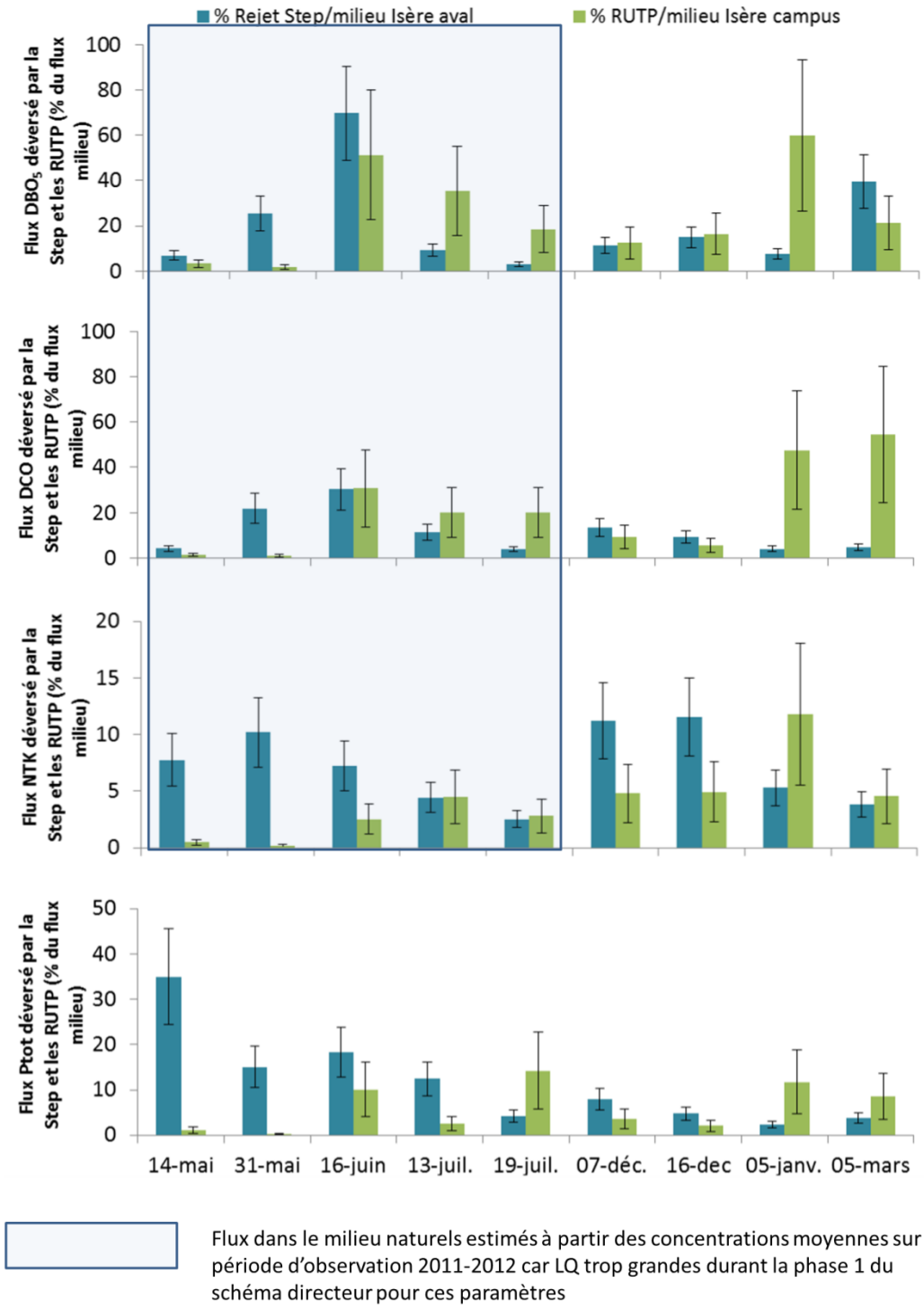


Figure 7-30 : Flux de DBO5, DCO, NTK et Ptot déversés par les RUTP et la Step exprimés en pourcentage du flux transité dans le milieu récepteur lors des neuf campagnes de temps de pluie

Le suivi du milieu a montré que les variations temporelles observées au sein de chaque station sont relativement élevées (d'un facteur 8 à 20 pour le COP et le COD, 17 à 80 pour la DCO, 30 à 50 pour le NTK et 38 à 110 pour le Ptot). Cependant, les variations spatiales sont relativement faibles pour les paramètres globaux (NTK, Ptot, DBO_5 et DCO) avec des écarts entre les valeurs moyennes aux différentes stations de suivi dans le milieu naturel inférieurs à un facteur 2. Les calculs d'incertitudes liés aux flux sont de l'ordre de 30 à 50 % dans l'Isère et le Drac.

Au niveau des DO, les variations temporelles des concentrations dans les RUTP sont élevées (entre un facteur 10 pour le COD et d'un facteur 200 pour le Ptot). La variation spatiale est également importante entre les DO collectant les plus grands volumes et les autres. La variabilité résultante des flux est donc également importante. De plus, la difficulté d'échantillonner les RUTP entraîne des incertitudes importantes. Les flux minimum et maximum ont donc été estimés pour encadrer les flux moyens calculés. Les écarts entre les concentrations extrêmes dans les rejets totaux de la Step sont inférieurs à ceux observés sur les DO et dans le milieu naturel (d'un facteur 5 à 10 pour la NTK et le Ptot, et d'un facteur 40 pour les MES, 20 pour la DBO et 17 à 35 pour la DCO).

Les flux estimés dans le milieu récepteur sont de quelques milliers de tonnes pour le COP, la DBO5 et la DCO et quelques centaines de tonnes de Ptot et de NTK. Le Drac semble contribuer à environ un tiers des apports de l'Isère, ce qui est du même ordre de grandeur que l'apport hydrique.

Les flux estimés en sortie du système d'assainissement sont de l'ordre du millier de tonnes de DCO et DBO5 et de la centaine de tonnes de NTK et Ptot. L'impact de ces rejets apparait faible à l'échelle annuelle, et limité à moyen à l'échelle des événements pluvieux étudiés.

L'utilisation d'une sonde spectrométrique pour estimer les concentrations en COP a été testée à la station Isère campus et comparée à l'application de deux autres méthodes : l'utilisation d'un modèle entre MES-COP établi sur cette même station [*Némery et al.*, 2013], et l'application de teneurs moyennes par régimes hydrologiques. Ces trois méthodes permettent de reconstituer les flux de COP au pas de temps d'acquisition des données de MES et de débit. Elles présentent donc un intérêt pour déterminer les flux de COP passés et présents à partir de chroniques de MES et d'étudier leur variabilité.

En l'absence de données supplémentaires, l'application d'une concentration moyenne par DO calculée sur les 9 événements de pluie échantillonnés plutôt que l'utilisation de la moyenne mensuelle au DO Step semble permettre une meilleure représentativité des flux rejetés aux DO principaux. Les concentrations en sortie de la Step sont relativement peu variables, et mieux connues (journalier ou un jour sur deux). L'incertitude sur les flux en sortie de la Step varie ainsi entre 30 et 90 % selon les paramètres. Les incertitudes globales estimés liées aux flux des RUTP sont comprise entre 80

et plus de 100% en raison du faible échantillonnage et de l'incertitude liée à la composition d'un échantillon composite.

Chapitre 5 : Transfert des éléments traces métalliques dans le milieu naturel et dans le réseau urbain

Nous nous intéresserons dans ce Chapitre aux variations de concentration des ETM dans le milieu naturel et le réseau urbain. La première partie sera consacrée à l'étude des ETM As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn en phase particulaire. En effet, les concentrations mesurées en phase dissoute, proches des limites de détection de l'ICP-AES, n'indiquent pas la présence de ces ETM en concentrations problématiques lors de notre suivi et n'ont donc pas été exploitées. De plus, la prédominance du transport des ETM en phase particulaire et la turbidité élevée de l'Isère justifient le suivi de ces ETM en phase particulaire dans le cadre de notre étude. Cependant, du fait de la présence reconnue d'une source significative de mercure sur le bassin du Drac, et de l'intérêt pour l'étude du transfert de mercure vers le milieu aquatique, le mercure a fait l'objet d'un suivi particulier en phase particulaire et dissoute. Ce suivi sera présenté séparément des autres ETM dans la seconde partie de ce chapitre.

Plusieurs bases de données ont été exploitées afin d'étudier l'évolution des ETM à différentes échelles spatiales et temporelles : la première est la base de données Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, qui permet d'observer l'évolution des tendances dans les sédiments déposés et dans les MES sur une période de suivi proche de dix années et à l'échelle des bassins versants de l'Isère et du Drac. La seconde est issue d'échantillons de MES collectés à la station Isère campus durant une crue décennale de l'Isère en 2008 et permet d'observer la variabilité des concentrations en ETM dans les MES lors de forts débits. La troisième est issue du notre suivi temporel bimensuel en 2011 puis mensuel en 2012 au niveau des quatre points d'observation encadrant l'agglomération et au niveau des rejets urbains. Cette dernière permet d'observer la variation spatio-temporelle des ETM dans l'Isère et le Drac à l'amont et à l'aval de l'agglomération grenobloise, à une échelle temporelle plus fine.

Nous étudierons en particulier les variations de concentration entre les différents régimes hydrologiques suivis dans le milieu récepteur (régime de base, crues, chasses) et comparerons les teneurs mesurées avec les valeurs seuils du Canadian Sediment Quality Guideline, courrament utilisé comme référence. Les concentrations en ETM mesurées au niveau des différentes sorties du système d'assainissement (Step en temps sec et temps de pluie et DO en temps de pluie) seront ensuite présentées. Enfin, nous présenterons les bilans de flux d'ETM établis dans le milieu naturel et dans les rejets du système d'assainissement pour les années 2011 et 2012. La contribution respective des différents régimes hydrologiques dans le transport des ETM sera quantifiée. Enfin, l'estimation de la part des rejets urbains de l'agglomération grenobloise dans les flux transités dans le milieu récepteur sera présentée.

Table des matières

8. Dynamique des concentrations en ETM particulaires (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) ..240

8.1. Etude des concentrations en ETM dans le milieu récepteur 240

8.1.1. Variations spatiales dans les sédiments déposés à l'échelle des bassins versants et de l'agglomération 240

8.1.2. Variations spatiales des ETM dans les MES à l'échelle du bassin grenoblois 241

8.1.3. Relations ETM, MES, COP et débit 247

8.2. Etude des concentrations en ETM particulaires dans les rejets urbains ...253

8.2.1. Rejets Step..... 253

8.2.2. Rejets aux DO 254

8.3. Flux d'ETM particulaires 255

8.3.1. Dans le milieu naturel..... 255

8.3.2. Dans le système d'assainissement 259

8.3.3. Comparaison des flux d'ETM particulaires transités dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement..... 264

9. Dynamique du mercure 268

9.1. Variations dans le milieu récepteur 268

9.1.1. Variations spatio-temporelles..... 268

9.1.2. Relations..... 280

9.2. Dans les rejets urbains 283

9.2.1. En sortie de Step..... 283

9.2.2. Au niveau des déversoirs d'orage (DO)..... 284

9.3. Flux de mercure 285

9.3.1. Synthèse des flux de mercure transités dans le milieu récepteur 285

9.3.2. Flux transités dans le système d'assainissement 289

9.3.3. Comparaison des flux 292

8. Dynamique des concentrations en ETM particulaires (As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn)

8.1. Etude des concentrations en ETM dans le milieu récepteur

8.1.1. Variations spatiales dans les sédiments déposés à l'échelle des bassins versants et de l'agglomération

Les concentrations en ETM particulaires résultant à la fois de l'érosion du socle rocheux et de l'activité anthropique, nous avons cherché à déterminer le fond géochimique des ETM dans l'Isère et le Drac afin d'évaluer la part anthropogénique dans ces concentrations [*Forstner and Wittmann*, 1981; *Solomon and Forstner*, 1984]. Nous nous sommes ainsi intéressés à l'évolution des concentrations en ETM de l'amont des bassins Isère et Drac jusqu'à l'aval direct de Grenoble afin d'observer si un impact de l'agglomération était visible dans les données de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse (AERMC) (la localisation des stations est présentée en Annexe B).

Nous avons pour cela cherché à exploiter les données du Réseau de Contrôle Opérationnel (RCO) de l'AERMC (voir Chapitre 1, paragraphe 2.2.1) dans les sédiments depuis 1997, pour lesquels des données au pas de temps annuel sont disponibles sur l'ensemble des stations du bassin. Nous avons ainsi comparé les concentrations mesurées dans les sédiments de l'Isère et du Drac à proximité de Grenoble avec les valeurs enregistrées à l'amont des bassins versants. En effet, l'état chimique de l'Isère et du Drac aux trois premières stations de chacun de ces bassins est jugé bon depuis 2007 et ne semble pas impacté par les activités humaines (voir Chapitre 1 paragraphe 2.3.1).

Tableau 8-1 : Tableau comparatif des teneurs moyennes (écart type) en ETM sur notre bassin d'étude et dans quelques-uns des principaux fleuves de France et d'Europe (Amont Drac et Amont Isère correspondent aux valeurs moyennes sur les trois premières stations de chaque bassin)

Tableau compartif des concentrations en ETM dans les sédiments déposés des principaux fleuves de France et d'Europe

	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	n	Source	Années
Concentrations en ETM dans les sédiments déposés (mg.kg^{-1})									
Amont Drac	16(11)	40 (17)	17 (3)	28 (8)	15 (7)	58 (14)	11	AERMC	1997-2012
Drac à Fontaine	10 (3)	48 (15)	16 (5)	30 (10)	21 (6)	72 (21)	14		
Amont Isère	16 (9)	48 (19)	24 (9,4)	35 (9)	35 (50)	68 (22)	21		
Isère campus	20 (6)	58 (25)	24 (8,9)	43 (26)	23 (5)	70 (20)	14		
Isère aval Grenoble (Tullins)	16 (3)	50 (16)	17 (5)	34 (6)	21 (4)	67 (19)	15		
Seine			69		110	280	11	Grosbois et al, (2006)	2009
Loire	27	103	45	35	46	168		Grosbois et al, (2012)	
Fond géochimique de référence (mg.kg^{-1})									
Moyenne des sédiments de rivières Européens*	6	63	17	21	21	71	845	Salminen et al, (2005)*	2004-2007
Sédiments préhistoriques à Paris	n.d	40	14	16	20	60	2	Meybeck et al, (2004, 2007)	

**www.gtk.fr/publ/foregsatles*

Les teneurs en ETM dans les sédiments du Drac ne témoignent pas de variations significatives entre l'amont du bassin et le Drac à Fontaine, excepté pour le zinc, et les

valeurs mesurées sont du même ordre de grandeur que le fond géochimique de référence dans les rivières d'Europe et dans la Seine (Tableau 8-1). Les teneurs en ETM dans les sédiments de l'Isère ne varient pas non plus de façon significative entre l'amont du bassin et la station Campus (Tableau 8-1). On remarque que les niveaux de concentration dans les sédiments de l'Isère sont supérieurs à ceux mesurés dans les sédiments du Drac dès l'amont des bassins, témoignant de différences dans la nature géologique des sols sur ces bassins.

Enfin, les valeurs mesurées à l'aval de l'agglomération grenobloise sont également proches des concentrations moyennes calculées sur les stations en tête de bassin, n'indiquant pas d'impact significatif de l'agglomération au vu de ces suivis, toutefois il est important de rappeler que ces données sont des mesures annuelles (une mesure par an) et ne donnent donc qu'une indication partielle sur les valeurs d'ETM dans le milieu aquatique.

8.1.2. Variations spatiales des ETM dans les MES à l'échelle du bassin grenoblois

8.1.2.1. Comparaison de plusieurs séries de mesures

Concernant les ETM particulaires, nous avons cherché à exploiter les résultats issus de trois séries de mesures. La première est celle issue du suivi « Eau et MES » de l'AE dont les données sont validées de 2000 à 2009. La seconde est constituée de mesures durant la crue décennale de mai 2008 dont des échantillons de MES avaient été conservés au LTHE. La dernière est composée de l'ensemble des mesures réalisées en 2011-2012 dans le cadre de ce travail (crues, chasses et suivi bimensuel) (Figure 8-1).

Les données AERMC et LTHE n'ont pas été obtenues à partir du même protocole d'extraction, pouvant ainsi entrainer des écarts de mesures dus à des différences de rendements d'extraction importants. En effet, nous nous intéressons dans notre étude à la part mobilisable des ETM, et avons donc réalisé des attaques acides partielles (HNO_3, HCl) (voir Chapitre 2, paragraphe 4.4.1), tandis que les concentrations en ETM de l'AE sont issues d'attaques acides partielles entre les années 2000 et 2002 puis d'attaques acides totales (HNO_3, HCl, HF) de 2003 à 2009. L'effet du changement de protocole (lié à un changement de laboratoire en charge de l'analyse des données pour l'AERMC) a été mis en évidence pour le chrome à la station Isère campus [*Roux*, 2011].

La Figure 8-1 illustre ce même effet sur les concentrations en ETM dans les MES à la station Isère campus, issues des différentes bases de données. L'utilisation du test de Kruskal et Wallis indique que pour l'As, le Cr, le Pb et le Zn, les concentrations moyennes du suivi AERMC sont significativement supérieures à celles de la crue 2008 et du suivi 2011-2012 LTHE. L'écart particulièrement important pour le chrome peut s'expliquer par le faible rendement obtenu par attaque partielle lors de nos analyses (voir paragraphe 4.4.2).

Les écarts entre les concentrations moyennes en nickel ne sont pas significativement différents (Figure 8-1). Concernant le cuivre, la concentration moyenne du suivi LTHE 2011-2012 est significativement inférieure à celle de la crue 2008 et du suivi AERMC (Figure 8-1). L'hypothèse d'une diminution réelle des concentrations dans l'Isère est difficilement vérifiable car les mesures de l'AERMC sur MES se sont arrêtées en 2009. Toutefois, une

relative stabilité semble observable entre 2004 et 2009, ce qui n'indique pas de tendance à la diminution des concentrations (Annexe D).

Ces bases de données ne sont donc pas comparables en valeurs absolues, mais peuvent tout de même fournir séparément des informations sur les variations spatiales et temporelles en lien avec les conditions hydrologiques. Nous pourrons ainsi chercher à comparer les variations relatives entre l'amont et l'aval de l'agglomération pour chaque suivi.

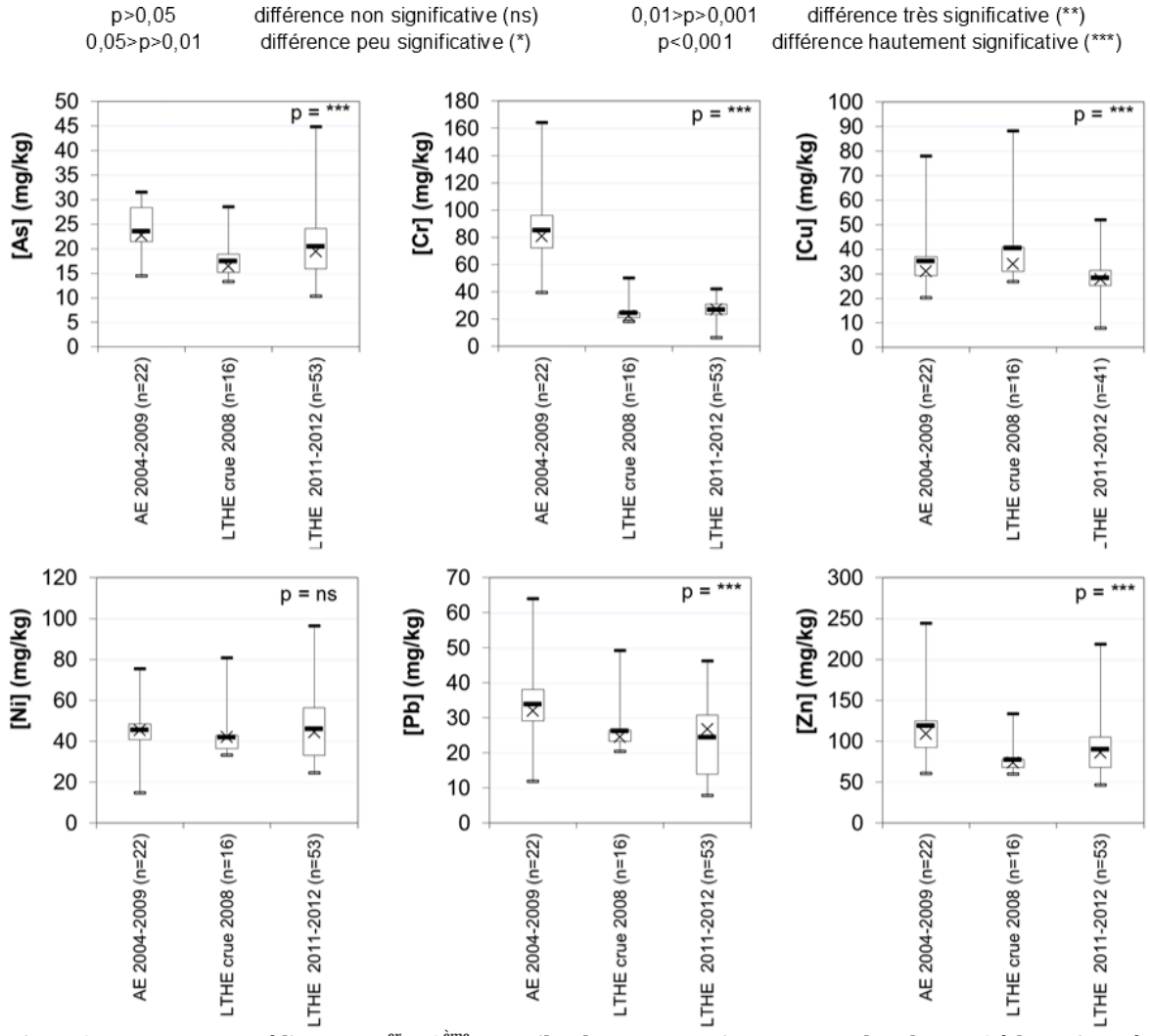


Figure 8-1 : Moyennes, médianes, et 1er et 3ème quartiles des concentrations en ETM dans les MES à la station Isère campus issues des suivis AERMC (2004-2009), LTHE crue décennale 2008 et LTHE 2011-2012 (les p value notées indiquent la significativité de la différence entre les trois jeux de données)

8.1.2.2. Exploitation des données « Eau et MES » de l'AE

Les mesures de teneurs en ETM dans les MES aux stations Isère campus et Drac à Fontaine, du suivi « Eau et MES » de l'AERMC permettent de voir si les tendances observées dans les sédiments sont similaires dans les MES. Les stations ayant fait l'objet d'un suivi sur MES sur le bassin de l'Isère et du Drac sont les stations Isère Campus, Drac à Fontaine et Isère à Châteauneuf/Isère (en amont direct de la confluence avec le Rhône). Ne disposant pas de mesures en aval proche de l'agglomération grenobloise, ni en amont des bassins, nous ne pouvons donc pas rechercher d'information qualitative sur l'évolution spatiale

des ETM dans les MES entre l'amont et l'aval de l'agglomération grenobloise comme pour les sédiments ; toutefois, ces jeux de données permettent de comparer les teneurs dans l'Isère et dans le Drac.

Ces données sont issues de quatre prélèvements par an dont la plupart ont été effectués à bas débit, ces concentrations donnent donc une estimation des concentrations en régime de base essentiellement. Les mesures dans les MES confirment que les concentrations en arsenic, chrome et zinc sont supérieures dans l'Isère tandis que les concentrations en cuivre, nickel et plomb dans les MES sont supérieures dans le Drac au vu de ce suivi.

Tableau 8-2 : Concentrations médianes (écart type) en ETM dans les MES issues du suivi « Eau et MES » de l'AE entre 2003 et 2009 (Nombre de mesures n=28)

Unité: $mg.kg^{-1}$	Arsenic	Chrome	Cuivre	Nickel	Plomb	Zinc
Isère campus	24,4 (8)	87 (25)	35 (11)	47 (12)	33 (10)	157 (214)
Drac à Fontaine	17 (6)	78 (14)	43 (58)	69 (88)	41 (23)	145 (90)

Nous allons maintenant présenter les résultats issus du suivi bimensuel aux quatre stations de mesures et du suivi particulier des crues à la station Isère campus en 2011 et 2012, afin d'observer les variations spatiales et temporelles en ETM à l'amont et à l'aval de l'agglomération.

8.1.2.3. Teneurs en ETM dans les MES mesurées en 2011-2012

Afin d'estimer l'impact potentiel des teneurs en ETM mesurées, ces dernières sont comparées aux valeurs de référence issues du Guide Canadien de qualité des sédiments (CSQG) pour la protection de la vie aquatique dont les valeurs seuils ont été établies à partir d'extractions partielles, afin d'estimer uniquement la part biodisponible des métaux et non la part résiduelle [*Canadian Council of the Ministers of the Environment*, 2002]. Ce guide est basé sur l'observation et la compréhension des relations entre les concentrations en éléments chimiques associés aux sédiments et l'occurrence d'effets biologiques défavorables résultant de l'exposition à ces substances [*Long and Morgan*, 1990; *Long et al.*, 1995; *MacDonald et al.*, 2000]. Les résultats de l'ensemble de ces études ont été compilés afin d'établir deux valeurs d'évaluation. La valeur la plus basse TEL (Threshold Effect Level) représente la concentration en dessous de laquelle il est peu probable d'observer un effet biologique défavorable sur les organismes vivants (risque inférieur à 25 %). La valeur supérieure PEL (Probable Effect Level) définit le niveau au-dessus duquel le risque d'observer des effets défavorables sur les organismes vivants est probable (risque supérieur à 50 %).

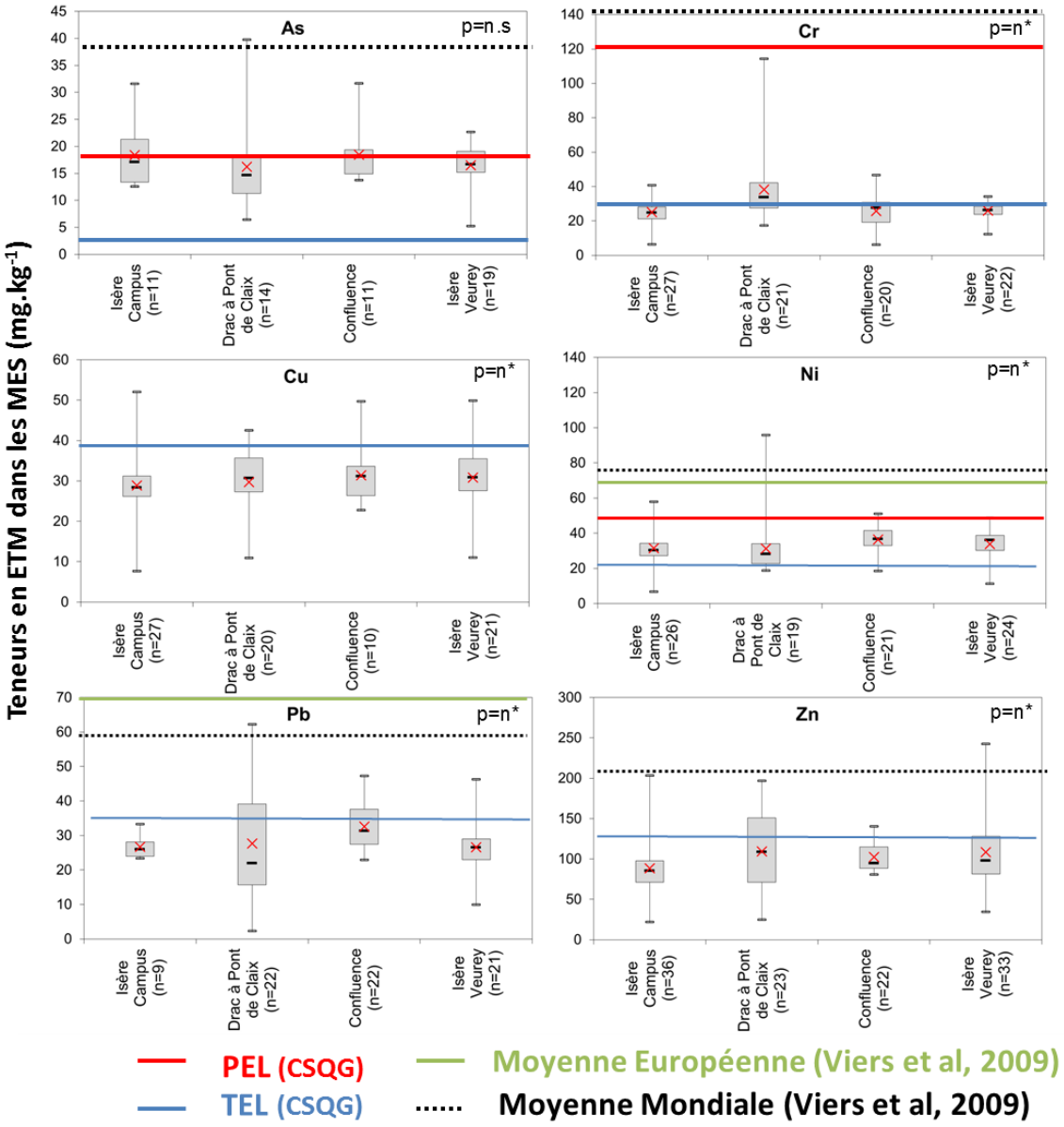


Figure 8-2 : Distribution statistique des teneurs en ETM particulaires dans les MES aux 4 stations de suivi sur l'Isère et le Drac entre 2011 et 2012 (Campagnes régulières) (p indique ici la significativité de l'écart entre les quatre séries de données)

Les teneurs médianes en arsenic dans les MES ne varient pas de façon significative entre les quatre stations de suivi dans le milieu naturel et se situent entre 15 $mg.kg^{-1}$ dans le Drac et 18 $mg.kg^{-1}$ dans l'Isère à la confluence (Figure 8-2). Ces valeurs se situent à la limite du PEL, et en dessous des concentrations moyennes mondiales calculées par Viers et al. (2009). Au sein d'une même station, les concentrations varient d'un facteur deux à la confluence jusqu'à un facteur six à Pont de Claix.

Les teneurs médianes en chrome dans le Drac à Pont de Claix (34 $mg.kg^{-1}$) sont significativement supérieures à celles mesurées dans l'Isère sur les trois stations de suivi (25 à 28 $mg.kg^{-1}$). Ces valeurs se situent entre le TEL et le PEL et en dessous des concentrations moyennes mondiales. Les concentrations en chrome mesurées lors de ce

suivi sont particulièrement variables au sein de chaque station : d'un facteur trois à Veurey et d'un facteur sept à huit aux autres stations.

Les teneurs médianes en cuivre dans les MES sont inférieures au TEL ainsi qu'aux valeurs mondiales et européennes et varient de façon non significative sur le bassin (28 $mg.kg^{-1}$ au campus et 31 $mg.kg^{-1}$ aux autres stations). Les teneurs médianes en nickel varient entre 30 $mg.kg^{-1}$ dans le Drac et 41 $mg.kg^{-1}$ au campus, ces écarts sont jugés peu significatifs d'après le test de Kruskal & Wallis. Ces concentrations sont comprises entre les valeurs du TEL et du PEL, et en dessous des valeurs moyennes mondiales et européennes.

Enfin, les teneurs médianes en plomb et en zinc sont toutes inférieures au TEL et aux valeurs mondiales et varient également de façon peu significative entre les stations. On remarque que les concentrations varient plus fortement au sein du Drac à Pont de Claix qu'aux autres stations, probablement en raison de l'importante densité industrielle sur le bassin du Drac.

Les variations temporelles observées pour chacun des ETM au sein d'une même station varient d'un facteur 2 à 30 et sont particulièrement variables dans le Drac pour l'arsenic et le plomb. Ces variations sont globalement supérieures à celles généralement observées pour les contaminants en rivière (typiquement inférieure à un facteur 2) [*Horowitz et al.*, 2001]. Cependant, les variations de concentrations en MES sont également très importantes : jusqu'à plus d'un facteur 1500 sur l'Isère et d'un facteur 200 sur le Drac, ce qui est comparable aux variations observées sur d'autres systèmes contrastés tels que la Garonne (facteur 1500) et l'Isle (facteur 200) [*Masson et al.*, 2007]. Ceci aura une influence sur les incertitudes liées à la reconstitution des teneurs en ETM pour le calcul de flux de des éléments As et Pb sur le Drac.

8.1.2.4. Variation temporelle à l'échelle de l'agglomération

Les résultats des mesures effectuées dans l'Isère et le Drac sont présentés sur la Figure 8-3. La représentation temporelle des teneurs en ETM aux quatre points de suivi indique une variabilité temporelle forte, mais dont il est difficile d'identifier le paramètre d'influence tel que la saison. À la station Isère campus, pour laquelle nous disposons d'échantillons en crue, on observe que les teneurs en ETM sont supérieures à celles en régime de base pour l'ensemble des éléments, excepté le cuivre et le zinc, pour lesquels aucune tendance significative n'est observable.

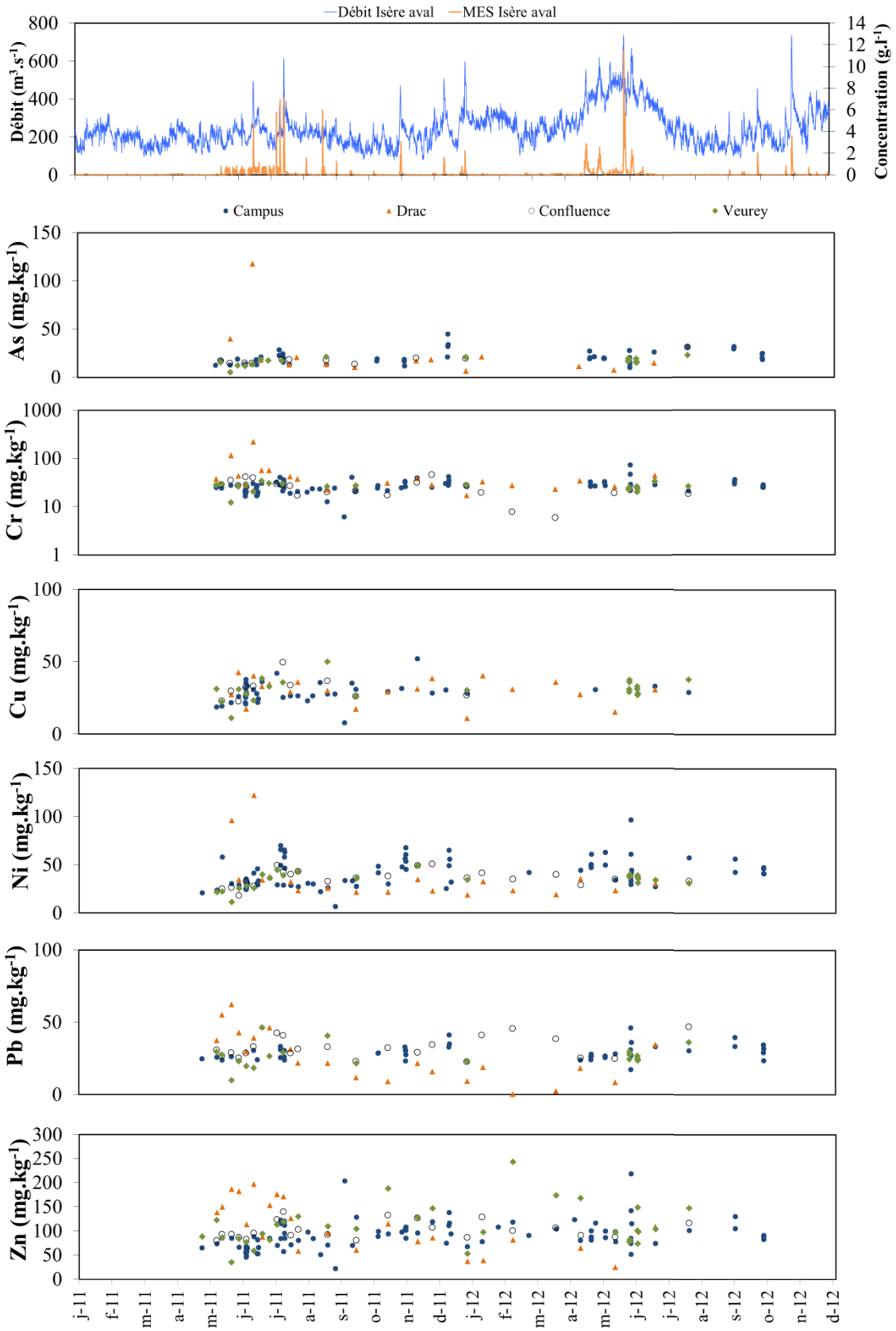


Figure 8-3 : Variation temporelles des concentrations en ETM particulaires aux stations de suivi amont et aval agglomération

La synthèse des données sur les teneurs en ETM particulaires disponibles et nouvellement acquises à l'amont et à l'aval de Grenoble ne met pas en évidence d'impact significatif de l'agglomération. De plus, les niveaux de concentrations mesurés dans les sédiments sont proches du fond géochimique des rivières d'Europe. Nous avons observé que les teneurs en ETM étaient particulièrement variables au sein de chaque station sur nos quatre points de suivi. Dans l'objectif de réaliser des calculs de flux à pas de temps fin, nous allons maintenant chercher l'existence de relations entre les teneurs en ETM dans les MES et d'autres variables connues en continu.

8.1.3. Relations ETM, MES, COP et débit

Les relations les plus fréquemment recherchées entre une valeur de contaminant et une grandeur d'influence sont de type puissance entre la teneur ou le flux de contaminants et le débit ou la concentration en MES [*Horowitz*, 2008]. Nous disposons dans notre étude des données de débit et de MES en continu depuis 2006 ainsi que de concentrations en COP et ETM particulaires sur 2011-2012 et lors de la crue décennale de 2008.

Les résultats montrent qu'il n'existe pas de relation simple entre les teneurs en ETM (exprimées en $mg.kg^{-1}$) et le débit, la concentration en MES ou la teneur en COP sur l'Isère (Figure 8-4 a et b et Figure 8-5). Une tendance à la stabilisation des teneurs est toutefois observée pour les valeurs de MES supérieures à 5 $g.L^{-1}$, reflétant le probable fond géochimique d'ETM dans les sédiments en tête de bassin (Figure 8-4).

Les relations entre les concentrations en ETM exprimées en $mg.L^{-1}$ et le débit sont fortes et significatives, en raison principalement du lien entre concentration en MES et débit (Figure 8-6). Ce type de corrélations a également été observé par Launay (2014), pour le mercure et les PCB dans les MES du Rhône.

Les teneurs moyennes à la station Isère campus sont représentées par régimes hydrologiques sur la Figure 8-8 et la Figure 8-9. Les écarts de teneur entre les différents régimes hydrologiques sont peu ou non significatifs pour l'arsenic, le cuivre et le plomb et sont significatifs pour le chrome et le nickel qui présentent des teneurs en crue significativement supérieures à celles mesurées en régime de base. Ceci pourra avoir une influence sur l'estimation des flux annuels et permettre d'appliquer une concentration moyenne différente en régime de base et en régime de crue. Enfin, les teneurs en zinc durant les chasses sont inférieures à celles mesurées en régime de base et en crue.

Concernant le Ni pour lequel des différences significatives sont observables entre le régime de crue et les autres régimes, il pourra être intéressant d'appliquer des teneurs moyennes par régime hydrologique. Toutefois, compte tenu des faibles quantités de MES transitées durant les chasses à la station campus comparativement aux crues naturelles sur l'Isère, on peut supposer que le fait de ne pas considérer une concentration spécifique lors des chasses de l'Arc ne devrait pas impacter sensiblement les flux annuels.

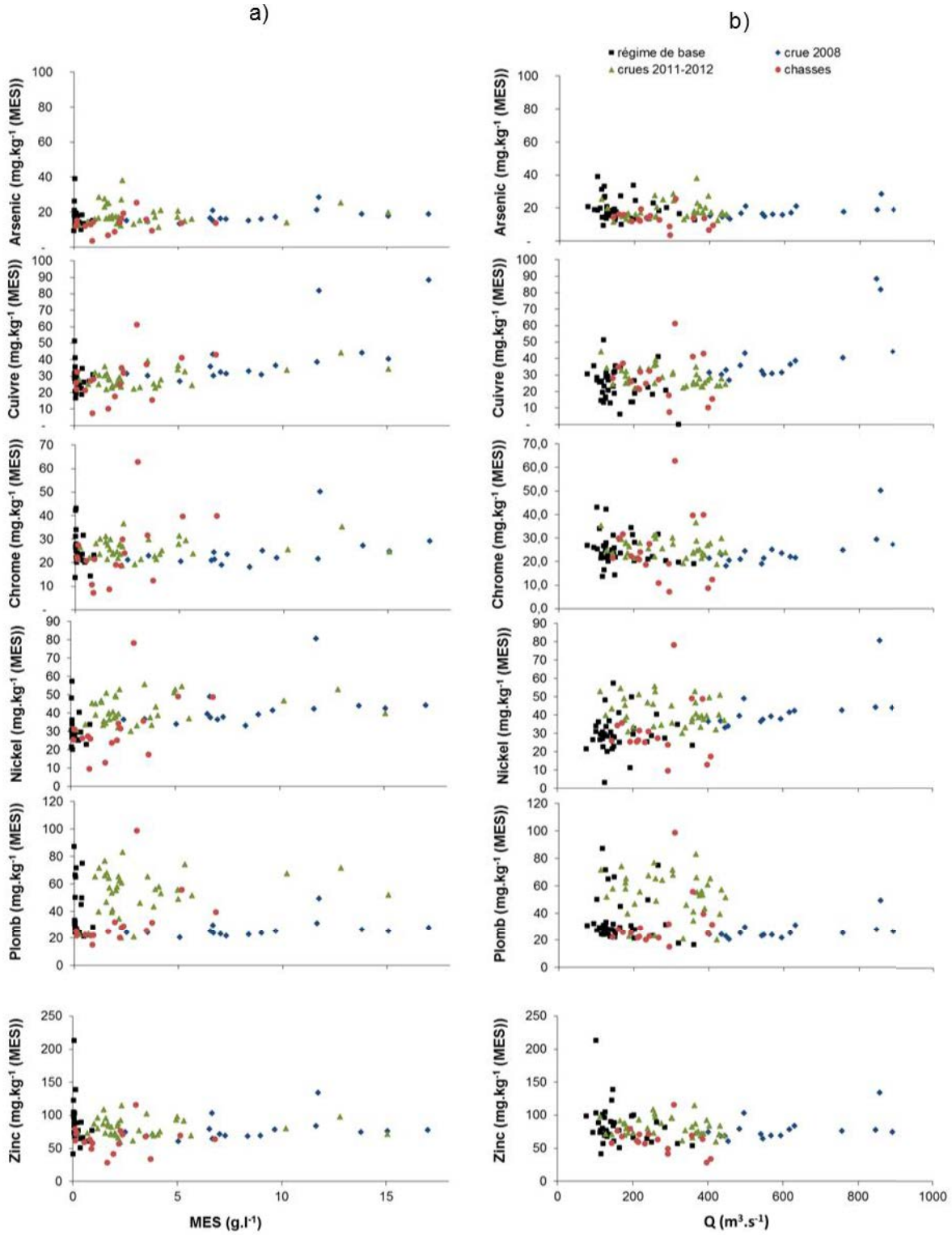


Figure 8-4 : Teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn dans les MES de l'Isère à la station campus en fonction a) des concentrations en MES et b) du débit

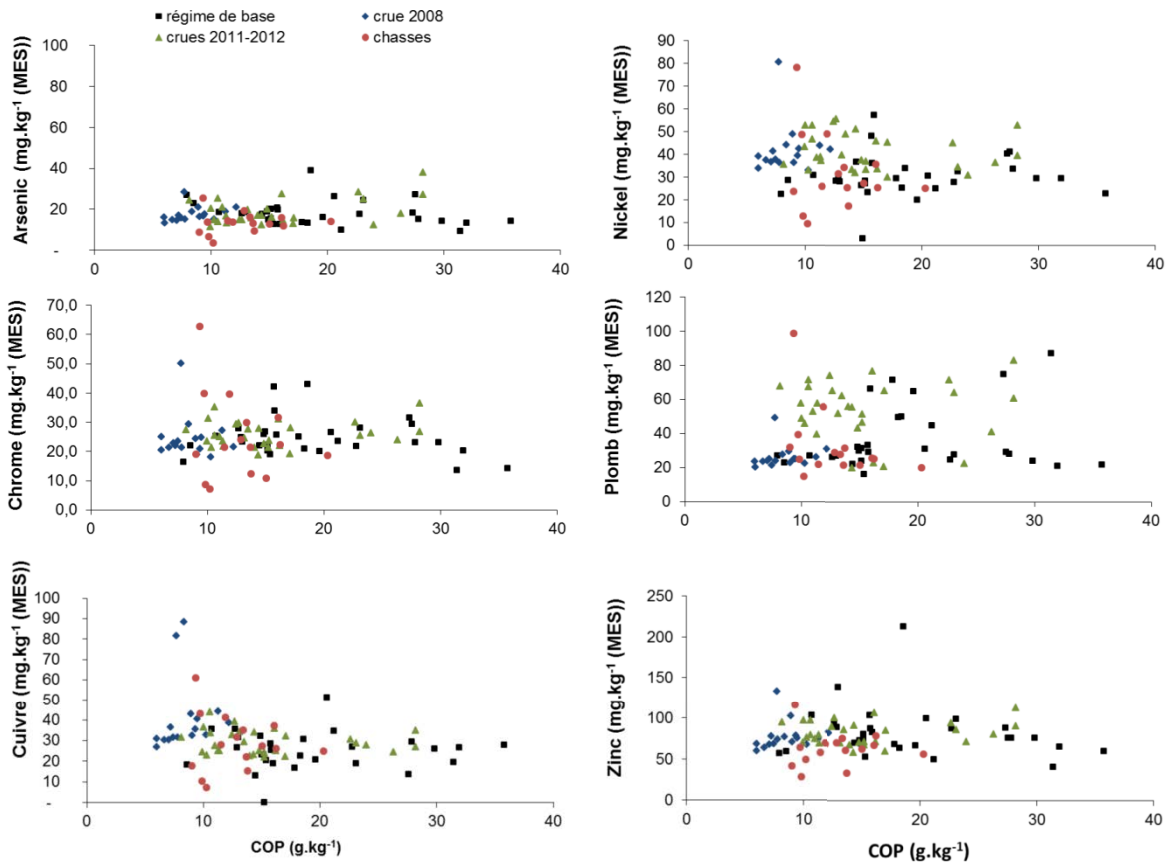


Figure 8-5 : Teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn dans les MES de l'Isère à la station campus en fonction de la teneur en carbone organique particulaire (COP)

Afin d'étudier l'influence de la matière organique présente dans les MES, les teneurs en ETM ont été corrigées par les teneurs en COP permettant ainsi de s'affranchir de l'influence de la quantité de carbone organique sur les teneurs en ETM dans les MES. Les teneurs en COP durant les différents régimes échantillonnés sont présentées sur la Figure 8-7. On observe que les teneurs en COP sont décroissantes entre le régime de base, les chasses et les crues 2011-2012.

La correction des ETM par la teneur en COP rend non significatifs les écarts entre les teneurs en chasse et en crue pour l'ensemble des ETM étudiés, indiquant que les variations de teneurs en COP entre les crues et les chasses peuvent expliquer les écarts entre les concentrations non normalisées (Figure 8-8b et Figure 8-9b). Un effet similaire du COP sur les teneurs en ETM a été observé par Launay (2014) sur le mercure dans les MES du Rhône. En revanche, les écarts entre les teneurs en ETM normalisées par la teneur en COP en régime de base et en crues deviennent significatifs pour l'arsenic et le zinc, indiquant donc que d'autres facteurs, tels que la granulométrie peuvent être à l'origine de ces variations.

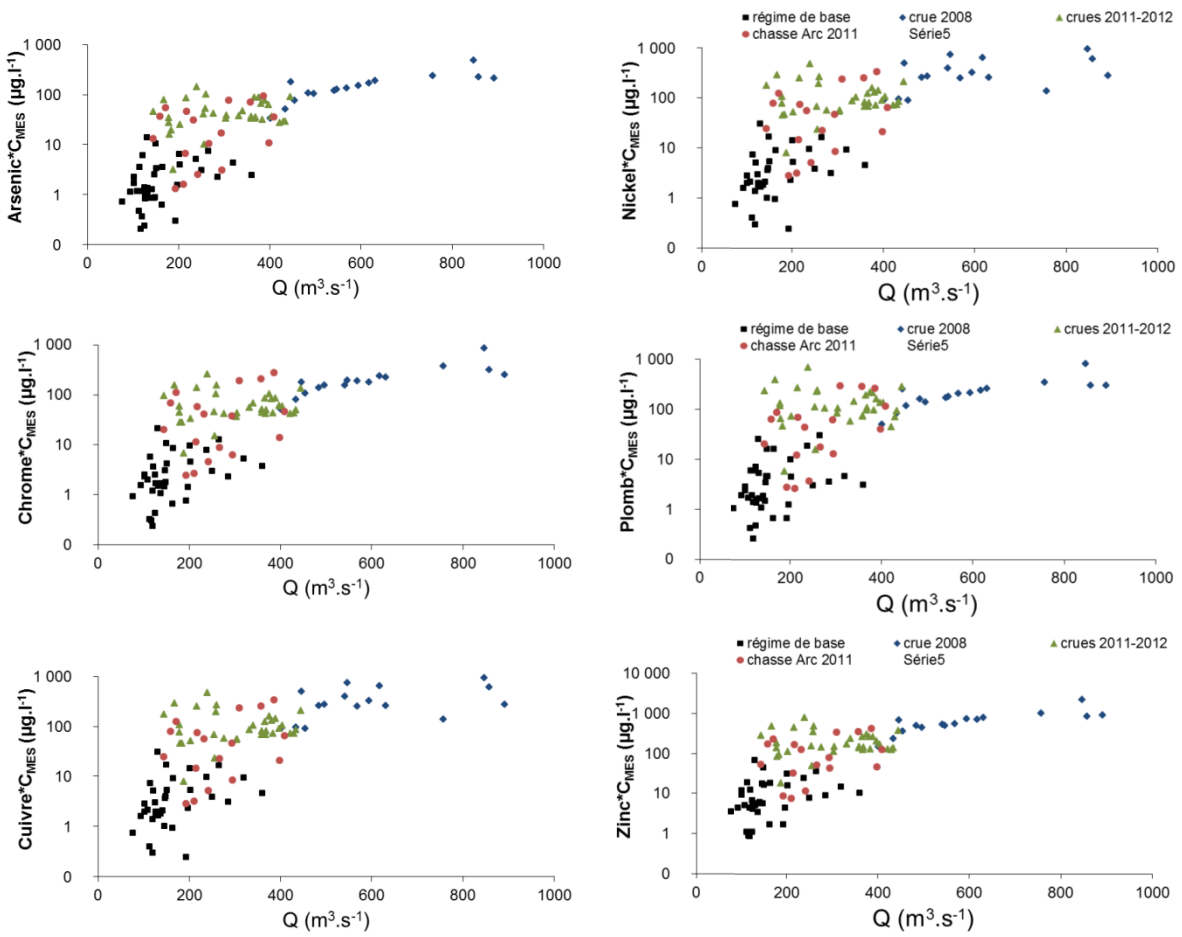


Figure 8-6 : Concentrations en arsenic et en nickel (exprimées en µg.L^{-1}) en fonction du débit à la station Isère campus

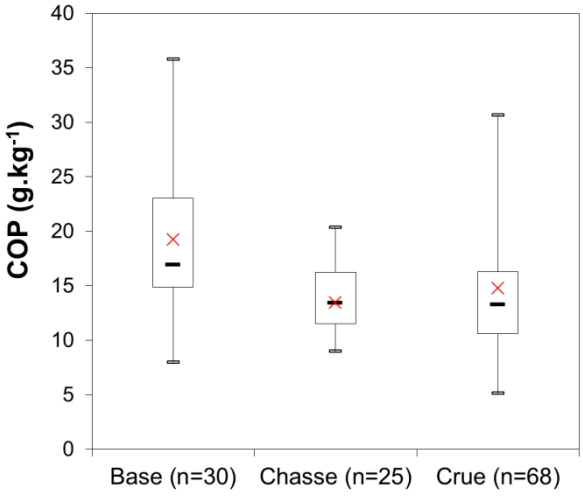


Figure 8-7 : Teneurs en COP dans les MES durant les différents régimes hydrologiques sur l'Isère à la station campus (les données de régime de base, chasses et crues correspondent au suivi 2011-2012)

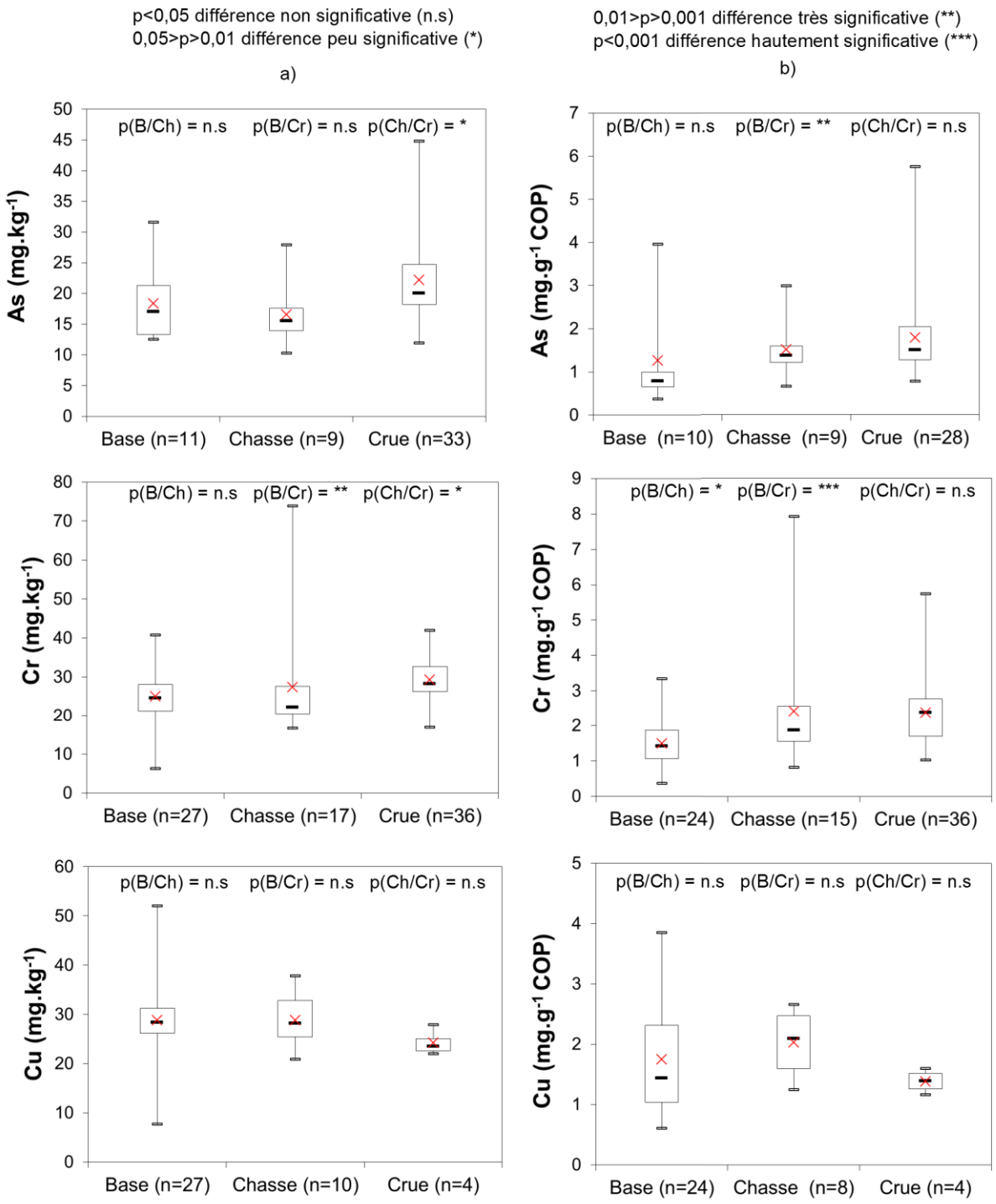


Figure 8-8 : Teneurs en As, Cr, Cu, a) non normalisées et b) normalisées par la concentration en COP, à la station Isère campus en régime de base (B), lors des chasses de l'Arc (Ch), lors des crues 2011-2012 (Cr) (p(X/Y) indique le degré de significativité de l'écart entre les séries X et Y)

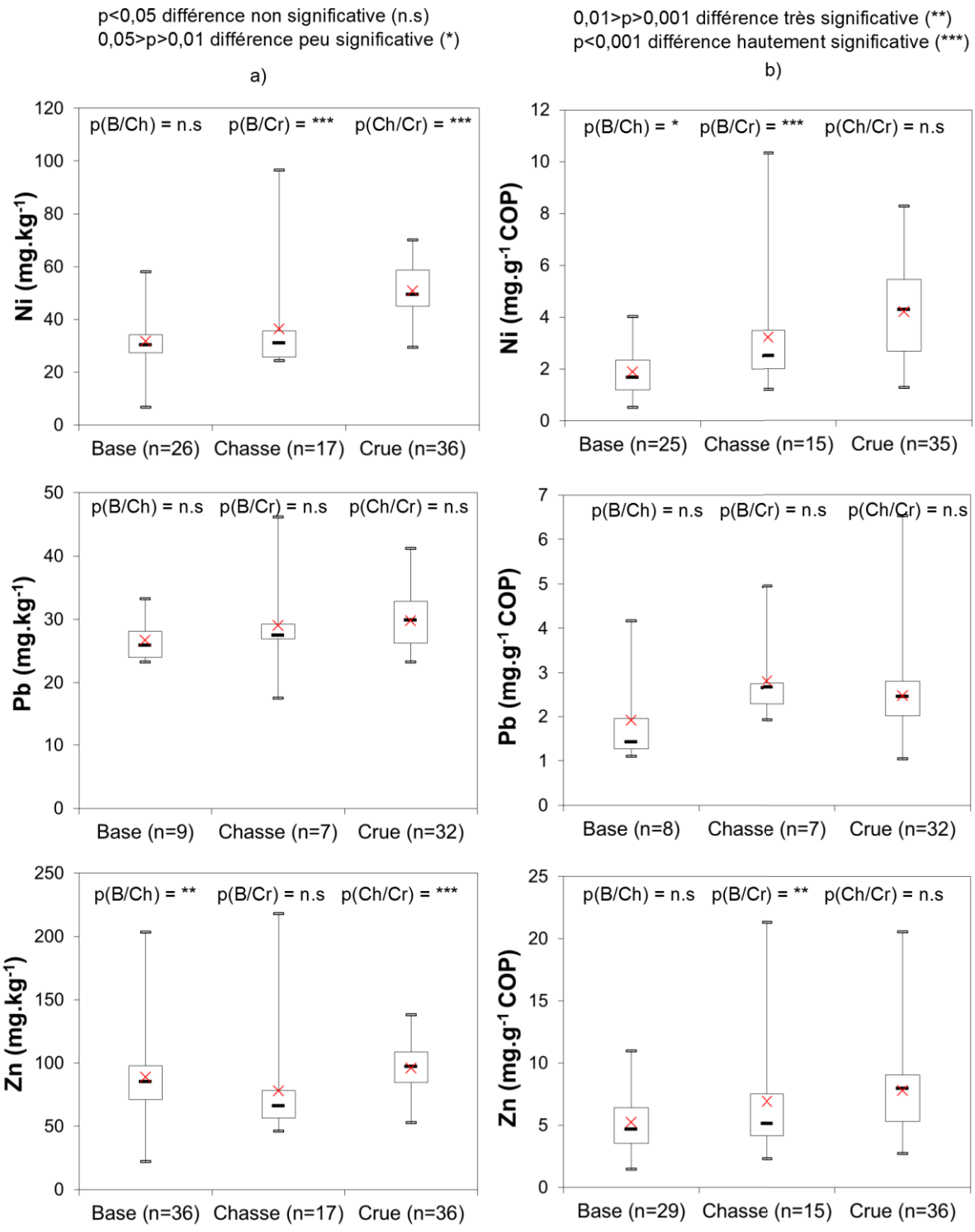


Figure 8-9 : Teneurs en, Ni, Pb et Zn, a) non normalisées et b) normalisées par la concentration en COP, à la station Isère campus en régime de base (B), lors des chasses de l'Arc (Ch), lors des crues 2011-2012 (Cr) (p(X/Y) indique le degré de significativité de l'écart entre les séries X et Y)

Nous allons maintenant nous intéresser aux ETM particulaires mesurés dans le système d'assainissement.

8.2. Etude des concentrations en ETM particulaires dans les rejets urbains

8.2.1. Rejets Step

En 2011, six campagnes RSDE ont été effectuées en sortie de Step dans le cadre de la surveillance initiale, puis dix campagnes ont été menées sur les substances jugées significatives dans les rejets de la Step en 2012. Lors de ces campagnes, les métaux ont été recherchés sur eau dissoute conformément aux recommandations des normes RSDE. Par ailleurs, nous avons analysé les métaux en phase particulaire en sortie de la Step lors de sept campagnes de suivi (voir paragraphe 3.3.2). Les concentrations moyennes mesurées au niveau du rejet total de la Step par temps de pluie et en temps sec sont présentées dans le Tableau 8-3. Les concentrations mesurées par temps de pluie sont supérieures à celles mesurées par temps sec, ce qui traduit probablement un moins bon rendement d'épuration de la Step en temps de pluie. Toutefois, la variabilité en temps sec (facteur 2 à 8 selon les ETM) est proche de celle mesurée en temps de pluie (facteur 2 à 5).

Tableau 8-3 : Concentrations en ETM mesurées en sortie de Step Aquapole par temps sec et par temps de pluie : moyenne (écart type)

Rejet Step	n	As ($mg.kg^{-1}$)	Cr ($mg.kg^{-1}$)	Cu ($mg.kg^{-1}$)	Ni ($mg.kg^{-1}$)	Pb ($mg.kg^{-1}$)	Zn ($mg.kg^{-1}$)
Temps sec	7	<LD	24 (3)	148 (49)	18 (2)	47 (32)	442 (330)
Temps de pluie	3	<LD	42 (19)	193 (62)	30 (13)	98 (69)	551 (363)

Les mesures d'ETM réalisées dans les boues indiquent des dépassements des concentrations seuils maximum autorisées par l'AE fixées pour la valorisation en épandage des boues, pour les ETM Cu, Pb et Zn en 2011 et 2012, témoignant de concentrations élevées transitant dans la station (Tableau 8-4). La majorité des boues d'Aquapole sont incinérées, et un traitement au charbon actif est utilisé pour retenir les ETM dans les gaz. Les valeurs en sortie de l'incinérateur sont par ailleurs conformes à la réglementation (Communication personnelle Métro).

Tableau 8-4 : Concentrations moyennes et maximales enregistrées dans les boues en sortie de traitement (Les valeurs soulignées en italique sont les valaures supérieures aux concentrations seuils maximums fixées par l'AERMC) (Source : Metro)

Valeurs ETM boues UDEP Aquapole 2011 et 2012 (teneur en mg/kg MS)					
	2011		2012		Concentrations seuils max (AeRMC)
	Teneur moyenne	Teneur max	Teneur moyenne	Teneur max	
Cd	1	1.6	1.1	2.3	**4**
Cr	41	63	39	74	**160**
Cu	235	*464*	248	*526*	**400**
Hg	1.1	2.1	0.9	1.7	**3**
Ni	25	37	23	40	**80**
Pb	114	*312*	104	210	**240**
Zn	677	*818*	720	*898*	**800**

8.2.2. Rejets aux DO

Quatre campagnes RSDE ont été réalisées sur les principaux DO et en entrée de Step. Les métaux ont à cette occasion été mesurés en phase dissoute. Nous avons dans cette étude analysé les métaux en phase particulaire lors de 4 des 9 campagnes de temps de pluie sur les principaux DO et en sortie de Step. Enfin, une campagne de temps de pluie supplémentaire a été menée uniquement sur le DO Step en 2013. Les données en entrée Step, jugées représentatives des déversements au DO Step, sont utilisées pour estimer une concentration moyenne au niveau du DO Step.

La synthèse de ces 5 campagnes est présentée dans le Tableau 8-5. Les concentrations mesurées pour l'ensemble des ETM sont comparables avec les valeurs mesurées dans des sédiments de réseaux séparatifs en Nouvelle Zélande [*Brown and Peake*, 2006] et en Norvège [*Jartun et al.*, 2008] et dans des eaux usées de temps sec et dans des eaux pluviales de réseaux unitaires parisiens [*Zgheib*, 2009]. La variabilité au sein de chacun des principaux DO varie entre à un facteur 1 et 5, tandis qu'au DO Step, elle atteint un facteur 30 pour le cuivre et le zinc.

Tableau 8-5 : Teneurs en ETM dans les particules de réseaux d'assainissement : minimum-maximum, (médiane) [moyenne] (<L.D : concentration inférieure à la limite de détection) (EUTS:Eaux usées de temps sec et EUTP:Eaux usées de temps de temps de pluie)

Unité : mg/kg	n	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	
Mogne	3	<L.D	52-241 (60)	204-291 (224)	30-118 (31)	83-189 (110)	218-813 (751)	SD, LTHE, 2011-2012
Jean Macé	4	5,9	21-73 (52)	145-617 (331)	22-38 (26)	133-295 (202)	604-1268 (1186)	
Fontenay	3	<L.D	41-80 (69)	211-417 (232)	15-64 (38)	113-237 (196)	724-1132 (1016)	
DO Step/Entrée Step	3	0,6	4-69 (37)	12-341 (201)	1-30 (14)	7-223 (112)	719-2010 (1023)	
Synthèse EUTP, réseau unitaire, Grenoble	5	0,6-5,9 (3,3)	3,5-241 (56)	11,6-617 (232)	1,4-118 (30)	7,4-295 (139)	218-2010 (1016)	
Sédiments réseau séparatif, Nouvelle Zélande	3			[146]		[208]	[1079]	Brown and Peak, 2006
Sédiments réseau séparatif, Norvège	68		11-135 (25)	16-6600 (97)	7,4-309 (24)	9-675 (61)		Jaturn et al, 2008
EUTS, réseau unitaire, Paris	3		80-169 (132)	202-438 (290)	4,7-7,34 (6,26)	18-36 (33)	563-882 (600)	Zgheib, 2009
EP, réseau unitaire, Paris	16		<LD-100 [36]	217-4049 (550)	<LD-68 [11]	<LD-1000 (283)	1087-11818 (1865)	Zgheib, 2009
Particules sédimentables Seine, France	20			32-250 (73,5)	19-41 (26)	43-92 (56,5)	176-1240 (354)	Gasperi et al, 2009a

(n= nombre de campagnes de mesures)

8.3.Flux d'ETM particulaires

8.3.1. Dans le milieu naturel

8.3.1.1. Comparaison de méthodes de calculs

Les flux d'ETM transitant dans le milieu récepteur Isère et Drac ont été estimés à l'aide de deux méthodes d'interpolation classiquement utilisées présentées dans le Chapitre 2 (paragraphe 5.1.2.1). La première méthode (M1) est celle recommandée pour le calcul de flux de contaminants particulaires sur des systèmes avec un échantillonnage discret qui consiste à multiplier la teneur moyenne en ETM par le flux de MES transité durant la période d'étude [*Horowitz*, 2008]. La seconde (M2) est fondée sur l'hypothèse des teneurs constantes entre deux prélèvements proposée par Meybeck et al. (1992). Enfin concernant le nickel, pour lequel des différences de teneurs significatives ont été observées entre le régime de base et de crue/chasse, une concentration moyenne par régime hydrologique a été employée (M3).

L'influence de l'échantillonnage des teneurs en ETM durant les épisodes de crues a été testée pour les méthodes classiques M1 et M2 sur la période d'avril 2011 à avril 2012 pour laquelle on dispose de données à pas de temps fin (Tableau 8-6). La prise en compte des teneurs en ETM en crue ne change pas significativement le flux annuel pour l'ensemble des ETM, excepté pour le nickel. Ceci est cohérent avec le fait que l'on n'observe pas de différences significatives dans les teneurs en ETM entre le régime de base et en crue pour les autres éléments.

Tableau 8-6 : Flux d'ETM sur l'année hydrologique 2011-2012 en utilisant ou non les mesures en crue et chasse à la station Isère Campus

Flux Isère campus (t)	Méthode 1 (M1)			Méthode 2 (M2)	
avril 2011-avril 2012	Sans crues	Totalité des données de crues	Valeur moyenne par crue	Sans crues	Avec crues
As	**16**	**20**	**17**	**19**	**19**
Incertitude sur le flux	*45%*	*68%*	*66%*	*45%*	*68%*
Cr	**26**	**27**	**27**	**28**	**27**
Incertitude sur le flux	*52%*	*61%*	*47%*	*52%*	*61%*
Cu	**30**	**29**	**31**	**30**	**29**
Incertitude sur le flux	*52%*	*47%*	*46%*	*52%*	*47%*
Ni	**32**	**40**	**35**	**38**	**41**
Incertitude sur le flux	*55%*	*72%*	*59%*	*55%*	*72%*
Pb	**27**	**30**	**28**	**28**	**28**
Incertitude sur le flux	*25%*	*38%*	*32%*	*25%*	*38%*
Zn	**90**	**89**	**91**	**88**	**90**
Incertitude sur le flux	*67%*	*65%*	*59%*	*67%*	*65%*

La comparaison des méthodes M1 et M2 classiquement employées avec celle des concentrations par régime hydrologique (M3) pour le nickel montre que les flux calculés sont proches, et avec des incertitudes associées équivalentes (Tableau 8-7).

Nous appliquerons donc la méthode des teneurs constantes (M2) pour estimer les flux de l'ensemble des ETM sur le Drac et l'Isère.

Tableau 8-7 : Flux de nickel calculés à la station Isère campus par les trois méthodes de calculs

Flux Ni particulaire (t)	M1	M2	M3
Incertitude élargie (k=2)	74%	80%	80%
2011	39	39	38
2012	76	72	59
avril2011-mars2012	40	41	39
oct2011-sept2012	73	68	53

Les flux spécifiques de chrome, cuivre, plomb et zinc dans l'Isère à l'aval de Grenoble sont comparables à ceux mesurés sur le Rhône (7,1 ;3,3 ;3,6 ;13,1 $kg.an^{-1}.km^{-2}$ respectivement), dont la surface totale de bassin versant est de 99 000 km² [*Radakovitch et al.*, 2008]. Les flux de nickel mesurés dans l'Isère (7 et 13 $kg.an^{-1}.km^{-2}$ en 2011 et 2012) sont en revanche supérieurs à ceux mesurés sur le Rhône (3,3 $kg.an^{-1}.km^{-2}$).

Les flux d'As ont varié entre 17 et 32 $t.an^{-1}$ en 2011 et 2012 dans l'Isère à la station campus et entre 5 et 2 $t.an^{-1}$ dans le Drac (Tableau 8-8). Les flux d'As spécifiques du Drac (1,3 et 0,6 $kg.an^{-1}.km^{-2}$) sont comparables à ceux mesurés sur la Dordogne (0,69 $kg.an^{-1}.km^{-2}$), d'une surface de 15 000 km², pour des flux de MES similaires (0,22 à $0,58.10^{6}$ $t.an^{-1}$) [*Masson et al.*, 2007], suggérant ainsi un transport intense d'arsenic sur les bassins de l'Isère et du Drac.

Les bilans de flux d'ETM en 2011 et 2012 indiquent que les flux transités dans l'Isère à la station campus en 2012 sont supérieurs à ceux transités en 2011 en raison principalement de la quantité de MES plus importante écoulé en 2012. Sur le Drac en revanche, les flux calculés pour l'année 2012 sont inférieurs à ceux pour l'année 2011, pour des flux de MES annuels proches. Ces écarts sont donc dues à des différences de teneurs en ETM dans les MES.

La comparaison des flux mesurés en aval de l'agglomération avec la somme des flux de l'Isère amont et du Drac indique des écarts compris entre -22 % et 21 % selon les ETM, signifiant dans le cas des écarts négatifs une possible rétention d'une partie des flux et lorsque les écarts sont positifs, de possibles apports intermédiaires d'ETM (apports urbains, remobilisation des sédiments dans le lit de la rivière par exemple). Toutefois, les niveaux d'incertitudes élevées ne permettent pas de conclure sur la signification de ces écarts.

Le sens des écarts pour les flux d'ETM est généralement le même que pour les écarts de flux de MES annuels. Les bilans sont dans l'ensemble déficitaires en 2011 avec des flux à l'aval de l'agglomération inférieurs à la somme des flux mesurés en amont, et des bilans excédentaires en 2012, excepté pour le nickel, dont le bilan est excédentaire sur les deux années, indiquant une possible source d'origine urbaine, dont nous vérifierons l'hypothèse. La présence de la retenue de Saint-Egrève peut expliquer le déficit d'ETM à l'aval de l'agglomération par le piégeage des sédiments dans la retenue. Nous verrons si ces écarts

peuvent être dûs à des apports d'origine urbaine en comparant les flux émis par le système d'assainissement avec les flux transités dans le milieu naturel.

Tableau 8-8 : Flux d'ETM annuels calculés par la méthode des teneurs constantes (M2) et incertitudes à l'amont et à l'aval de l'agglomération

		Isère campus	Drac	Isère aval agglomération	Somme Isère campus + Drac	Ecart (Aval-Amont) /Aval
Surface du bassin versant (km²)		*5 570*	*3 550*	9 400	9 090	%
Flux d'eau (10^9 $m^3.a^{-1}$)	2011	4,0	2,1	6,4	6,1	5%
	2012	6,5	3,1	9,1	9,6	-5%
Flux de MES (10^6 $t.a^{-1}$)	2011	1,0	0,167	1,0	1,2	-14%
	2012	1,6	0,174	2,0	1,8	10%
Flux d'As particulaire (t.an^{-1})	2011	17	3	17	20	-14%
Incertitude sur le flux		*68%*	*105%*	*51%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		3	0,9	2	2	
Flux d'As particulaire (t.an^{-1})	2012	36	3	40	38	3%
Incertitude sur le flux		68%	105%	*51%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		6	0,7	4	4	
Flux de Cr particulaire (t.an^{-1})	2011	26	6,7	28	33	-17%
Incertitude sur le flux		*61%*	*109%*	*40%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		5	2	3	4	
Flux de Cr particulaire (t.an^{-1})	2012	45	6	52	51	3%
Incertitude sur le flux		*61%*	*109%*	*40%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		8	2	6	6	
Flux de Cu particulaire (t.an^{-1})	2011	27	5	32	33	-4%
Incertitude sur le flux		*47%*	*61%*	*52%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		5	2	3	4	
Flux de Cu particulaire (t.an^{-1})	2012	49	5	64	53	17%
Incertitude sur le flux		*47%*	*61%*	*52%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		9	1	7	6	
Flux de Ni particulaire (t.an^{-1})	2011	39	5	36	44	-22%
Incertitude sur le flux		*72%*	*111%*	*52%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		7	1	4	5	
Flux de Ni particulaire (t.an^{-1})	2012	72	5	70	76	-9%
Incertitude sur le flux		*72%*	*111%*	*52%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		13	1	7	8	
Flux de Pb particulaire (t.an^{-1})	2011	26	5	27	31	-14%
Incertitude sur le flux		*38%*	*121%*	*60%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		5	1	3	3	
Flux de Pb particulaire (t.an^{-1})	2012	46	4	53	50	6%
Incertitude sur le flux		*38%*	*121%*	*60%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		8	1	6	5	
Flux de Zn particulaire (t.an^{-1})	2011	84	22	111	106	5%
Incertitude sur le flux		*65%*	*96%*	*79%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		15	6	12	12	
Flux de Zn particulaire (t.an^{-1})	2012	181	13	245	194	21%
Incertitude sur le flux		*65%*	*96%*	*79%*		
Flux spécifique (kg.an^{-1}.km^{-2})		32	4	26	21	

La contribution du Drac aux flux d'ETM particulaires en amont de l'agglomération a varié entre 11 et 21 % en 2011 et entre 6 et 12 % en 2012, ce qui est cohérent avec les apports de flux de MES de 14 % en 2011 et 10 % en 2012 (voir Chapitre 3, paragraphe 6.1.4).

Tableau 8-9 : Proportions du Drac et de l'Isère amont aux flux de ETM particulaire à l'amont de l'agglomération

	As		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	2011	*2012*	*2011*	*2012*	*2011*	*2012*	*2011*	*2012*	*2011*	*2012*	*2011*	*2012*
%Drac	15%	8%	21%	12%	16%	9%	11%	6%	16%	8%	21%	7%
%Isère	85%	92%	79%	88%	84%	91%	89%	94%	84%	92%	79%	93%

8.3.1.2. Contribution des événements de fort transport sédimentaire

Les flux d'ETM transités durant les épisodes de fort transport sédimentaire (dont la concentration en MES dépasse 2 $g.L^{-1}$ à la station Isère campus) ont été calculés en émettant l'hypothèse des teneurs constantes entre deux prélèvements durant la durée des épisodes. Les valeurs moyennes sur la période d'étude ont été appliquées pour les crues non échantillonnées. Ces flux sont présentés dans le Tableau 8-10. Ils varient entre 0,1 t d'As et 7,8 t de zinc selon les crues.

L'ensemble de ces événements représente entre dix et vingt jours en cumulé sur l'année (voir Chapitre 3, Tableau 6-3), soit 3 % du temps et ont transporté environ 30 à 50 % du flux annuel d'ETM en 2011 et environ 30 % en 2012 (Tableau 8-11). La part des chasses de l'Arc aux flux d'ETM particulaires est estimée entre 1 et 2 % en 2011 et entre 4 et 5 % en 2012, ce qui est cohérent avec les flux de MES estimés.

Tableau 8-10 : Proportion du flux annuel d'ETM transité durant les épisodes supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ à la station Isère campus

Date	Type d'événement	Durée (j)	n ech	Flux MES (t)	Flux liquide (10^6 m3)	As (t)	Cr (t)	Cu (t)	Ni (t)	Pb (t)	Zn (t)
26/05/2011	Lave torrentielle Maurienne	0,5	8	5339	6	0,1	0,2	0,1	0,3	0,1	0,5
07/06/2011	Chasse Arc 2011	1,0	-	15531	15	0,2	0,4	0,5	0,5	0,4	1,0
18/06/2011	crue de printemps	1,5	9	100119	61	1,5	2,3	2,4	3,7	2,4	6,7
10/07/2011	Lave torrentielle Maurienne	0,4	11	23898	5	0,7	1,0	1,1	1,5	0,8	2,7
14/07/2011	Crue d'été	1,0	8	47292	18	1,0	1,6	1,3	3,0	1,4	5,3
17/07/2011	Crue d'été	1,5	-	90907	32	1,4	2,3	2,4	4,3	2,2	7,8
23/08/2011	Lave torrentielle Saint-Julien	0,5	4	31568	7	0,5	0,8	1,2	1,0	0,8	2,8
11/10/2011	Crue d'automne	1,5	19	16091	19	0,3	0,4	0,5	0,7	0,5	1,5
05/11/2011	Crue d'automne	1,5	5	43732	18	0,7	1,3	1,4	2,4	1,2	4,3
17/12/2011	Crue d'automne	1,5	-	52271	38	1,6	1,8	1,6	2,8	1,7	6,3
28/04/2012	crue de printemps	3,3	10	167016	96	3,6	4,4	4,7	8,1	4,6	15,1
13/05/2012	crue de printemps	2,0	4	108440	71	2,2	3,2	3,3	5,7	2,8	9,6
06/06/2012	chasse Arc 2012	1,5	4	71106	45	1,3	2,4	2,2	3,4	2,1	7,4
12/09/2012	crue d'été	1,0	4	50997	53	0,7	1,5	1,6	2,1	1,4	11,3
09/10/2012	crue d'automne	1,5	10	71459	31	1,6	2,0	2,1	3,2	2,3	7,0
05/11/2012	crue d'automne	1,5	-	24502	24	0,4	0,6	0,7	0,8	0,7	2,2
10/11/2012	crue d'automne	1,8	-	112234	54	1,8	2,8	3,3	3,5	2,9	9,7

Tableau 8-11 : Pourcentage des flux d'ETM particulaire transités durant la totalité des épisodes supérieurs à 2 g.L^{-1} à la station Isère campus

	Durée	Temps	Flux MES	Flux liquide	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
2011	crues>2g.l-1	2,7%	41%	5,2%	30%	44%	42%	50%	43%	44%
	chasses	0,3%	2%	0,4%	1%	2%	2%	1%	2%	1%
	régime de base	97,0%	57%	94,4%	69%	54%	56%	49%	55%	55%
2012	crues>2g.l-1	3,0%	33%	5,5%	29%	33%	32%	34%	31%	31%
	chasses	0,4%	4%	0,7%	4%	5%	4%	5%	4%	4%
	régime de base	96,6%	63%	93,8%	67%	62%	63%	61%	64%	65%

8.3.2. Dans le système d'assainissement

L'incertitude liée à l'estimation des flux d'ETM en sortie du système d'assainissement est estimée supérieure à 100 %. Des flux minimum, moyen et maximums probables ont donc été évalués. Ces flux ont été calculés en multipliant respectivement les concentrations minimum, moyennes et maximum observées par le volume total minoré de 30 %, le volume total mesuré et le volume majoré de 30 %, en raison de l'incertitude sur les volumes.

8.3.2.1. Flux événementiels d'ETM particulaires mesurés

Les flux spécifiques événementiels calculés sur les trois principaux DO grenoblois sont de l'ordre de moins d'un mg.ha^{-1} pour l'arsenic à près de 100 mg.ha^{-1} pour le zinc (Tableau 8-12).

Tableau 8-12 : Flux spécifiques en ETM dans les principaux DO grenoblois lors des 4 campagnes de temps de pluie échantillonnées (minimum-maximum, (médiane), [moyenne])

Flux spécifiques (mg.ha^{-1})		n	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Source
Grenoble	Mogne	3	0,66	0,08-4,5 (2,6)	0,8-2,9 (0,9)	0,1-3,1 (2,7)	2,9-3,7 (3)	10-78 (44)	SD, LTHE
	Jean-Macé	4	-	0,002-8,2 (1,4)	7-14,2 (10,6)	0,8-3,4 (2,1)	0,03-33 (7)	47-135 (91)	
	Fontenay	3	-	1,3-3,9 (2,2)	1,9-48,2 (6,4)	0,1-4,3 (2,2)	1-27,6 (16)	58-84 (71)	
Paris	Sébastopol	6 à 13			*3-31 (13)*				Gasperi, 2006; Kafi, 2006
	Quais	7 à 10					*8 à 16*	75-150 (98)	
	Marais	24 à 68			*4-21 [7]*		*5-38 [15]*	66-249 [121]	Gromaire, 1998
Lyon	Ecully (OTHU)	12	0,0005-0,14 (0,008)	0,0005-0,78 (0,011)	0,15-18 (0,8)	0,016-1,5 (0,08)	0,003-3,3 (0,1)	2,2-40 (5,6)	Becouze-Laleure, 2010

d10-d90 (médiane)

Les flux spécifiques calculés sont cohérents avec ceux mesurés sur des réseaux unitaires denses parisiens [*Gasperi*, 2006; *Kafi-Benyahia*, 2006] et unitaires résidentiels à Lyon [*Becouze-Lareure*, 2010].

8.3.2.2. Flux annuels d'ETM particulaires déversés par les DO

Les flux annuels estimés à partir des concentrations moyennes mesurées pour l'ensemble des DO sont présentés dans le Tableau 8-13. Les flux annuels totaux varient entre quelques kg pour l'arsenic à plus de 1000 kg pour le zinc et sont du même ordre de grandeur entre 2011 et 2012.

Les principaux DO représenteraient à eux seuls plus de 85 % de la totalité des flux d'ETM émis par les DO. Toutefois, les teneurs en ETM dans les DO secondaires et inférieurs à 10 000 EH ayant été estimées à partir des teneurs mesurées dans les principaux DO, il n'est pas possible de conclure sur la contribution respective de chaque classe de DO en ETM particulaires. Compte tenu de la part de MES déversées par les DO principaux, on peut s'attendre à ce qu'ils soient également responsables de la majorité des flux d'ETM particulaires. Des mesures sur l'ensemble des DO sont nécessaires pour déterminer si les teneurs sont similaires ou non dans les autres classes de DO.

Tableau 8-13 : Estimation des flux (minimum-maximum, (médian)) d'ETM particulaires déversés par les DO de l'agglomération grenobloise en 2011 et 2012

Flux (kg)	Année	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Total DO principaux	2 011	0,5-6 (3)	26-186 (75)	117-648 (222)	13-92 (41)	57-313 (130)	263-1769 (648)
	2 012	0,6-8,7 (3,7)	36-236 (101)	161-898 (301)	17,5-117 (55)	77-430 (177)	374-2388 (890)
Total DO secondaires	2 011	0,029-0,54 (0,23)	0,2-22 (4,6)	0,6-56 (19)	0,07-11 (2,5)	0,4-27 (11)	11-183 (68)
	2 012	0,05-0,8 (0,35)	0,3-34 (7)	0,9-87 (30)	0,11-17 (4)	0,6-42 (18)	17-284 (106)
DO < 2000 EH	2 011	0,023-0,42 (0,18)	0,1-17 (0,18)	0,4-44 (15)	0,05-8,5 (2)	0,3-21 (8,9)	8,4-144 (54)
	2 012	0,032-0,58 (0,24)	0,2-24 (5)	0,6-60 (21)	0,07-12 (3)	0,4-29 (12)	11,5-196 (73)
Total	2 011	0,6-7,4 (3,3)	26-225 (84)	118-748 (256)	13-111 (45)	57-360 (149)	282-2095 (770)
	2 012	0,7-10,1 (4,4)	36-293 (113)	162-1044 (351)	18-146 (62)	78-500 (206)	402-2869 (1069)

8.3.2.3. Flux annuels d'ETM particulaires déversés par la Step

L'ensemble des flux d'ETM particulaires estimés en sortie de Step sont présentés dans le Tableau 8-14. Ne disposant pas de mesures d'ETM particulaires sur les rejets au niveau de l'écrêtage amont, les concentrations moyennes mesurées au DO Step ont été utilisées pour le calcul des flux d'ETM déversés à l'écrêtage. Ceci entraine probablement une surestimation des flux déversés par l'écrêtage. Les estimations indiquent qu'ont transité annuellement par la Step entre 2 et 5 $kg.an^{-1}$ d'arsenic, 32 à 147 $kg.an^{-1}$ de chrome, 133 à 840 $kg.an^{-1}$ de cuivre, 23 à 90 $kg.an^{-1}$ de nickel, 25 à 456 $kg.an^{-1}$ de plomb, et 357 à 3946 $kg.an^{-1}$ de zinc.

Ces intervalles d'estimations sont très élevés en raison de l'incertitude importante liée au nombre de mesures réduit ainsi qu'à la forte variabilité des teneurs en ETM mesurées dans les MES à la Step. Elles permettent toutefois de fixer l'ordre de grandeur des intervalles de flux dans lesquels on peut raisonnablement penser que les flux transités se situent et de comparer ainsi les contributions respectives des différents rejets de la Step.

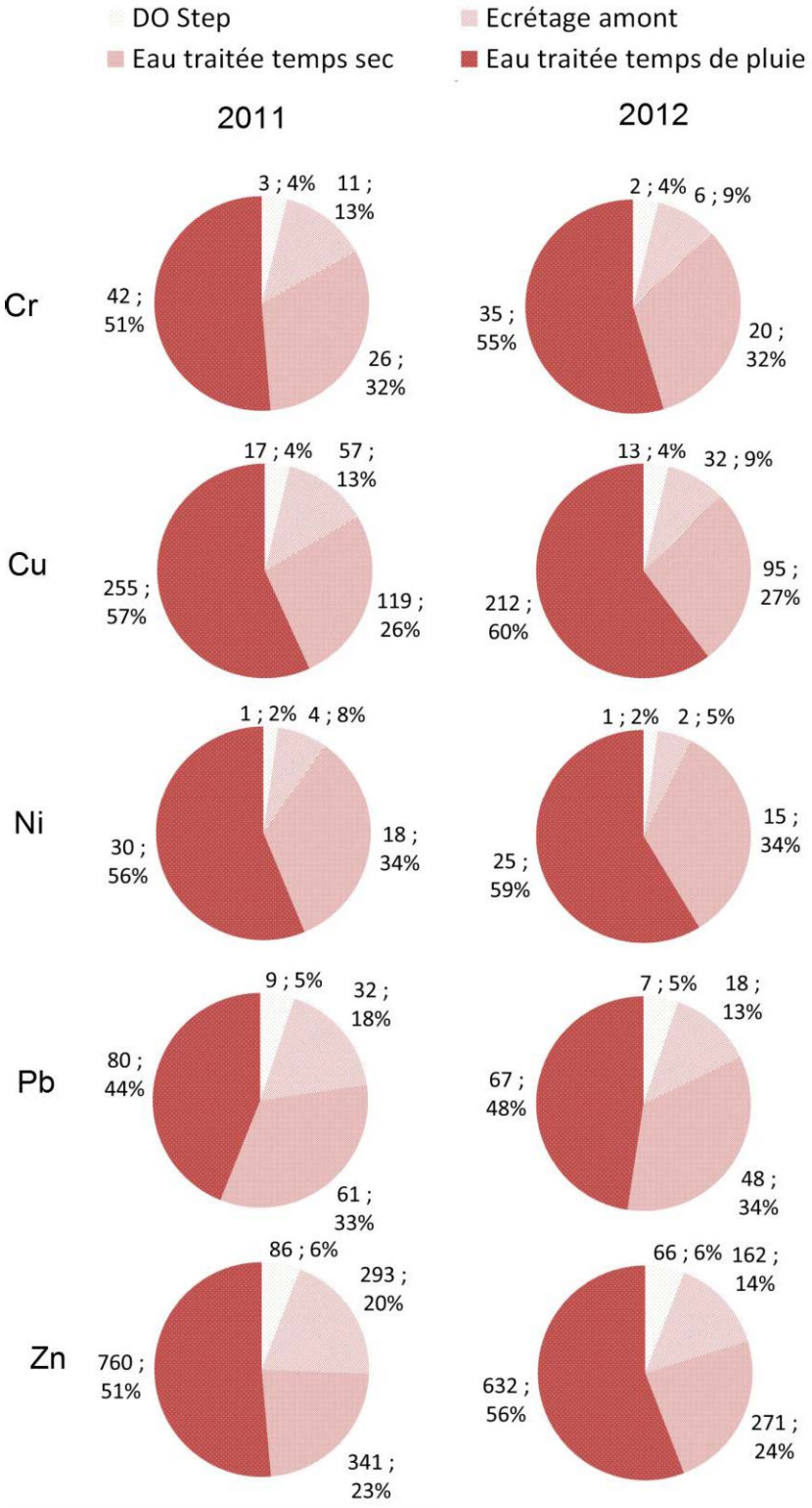


Figure 8-10 : Contributions des différents rejets de la Step Aquapole au rejet total d'ETM particulaires de la Step en 2011 et 2012

La proportion de l'ensemble des rejets par temps de pluie (eau traitée, écrêtage et DO Step) par rapport aux rejets annuels de la Step est estimée autour de 70 % (Figure 8-10). La part du DO Step est inférieure à 10 % pour l'ensemble des ETM et celle de l'écrêtage est inférieure à 20 %. Les jours de temps de pluie pris en compte dans cette étude correspondent aux jours de fonctionnement d'un DO Step et ou de l'écrêtage amont et représentent 58 et 64 jours en 2011 et 2012. A l'échelle annuelle les rejets de la Step en temps de pluie sont majoritaires, bien qu'ils représentent moins de 20 % du temps. Toutefois, l'incertitude importante liée à ces estimations est à noter, et des investigations supplémentaires sont nécessaires pour approfondir l'étude des rejets d'ETM par la Step d'Aquapole.

Tableau 8-14 : Flux annuels (minimum, maximum, (moyens)) d'ETM particulaires déversés par la Step d'Aquapole (n.d = non déterminé)

		Flux (kg)	As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Temps de pluie	DO Step	2011	0,04-0,07 (0,05)	0,2-7,5 (3,1)	0,7-37,1 (17)	0,1-3,3 (1,2)	0,4-24,3 (9,4)	42,1-218,7 (86)
		2012	0,03-0,05 (0,04)	0,2-5,8 (2,4)	0,5-29 (13,1)	0,05-2,5 (0,9)	0,3-19 (7,3)	33-170 (67)
	Ecrétage amont	2011	0,12-0,22 (0,17)	0,8-26 (11)	2,4-127 (58)	0,2-11 (4)	1,4-83 (32)	144-747 (293)
		2012	0,07-0,12 (0,09)	0,4-14 (6)	1,3-70 (32)	0,1-6 (2,2)	0,8-46 (18)	80-413 (161)
	Eau traitée	2011	3-5 (4)	13-51 (26)	67-213 (119)	9-32 (18)	17-140 (61)	78-730 (341)
		2012	2-4 (3)	10-40 (20)	53-169 (95)	7-25 (15)	13-111 (48)	62-580 (271)
Temps sec	Eau traitée	2011	n.d	25-63 (42)	94-464 (255)	19-44 (30)	13-209 (80)	219-2249 (760)
		2012	n.d	21-52 (35)	78-385 (212)	15-36 (25)	11-174 (67)	182-1871 (632)
Annuel	Rejet total Step	2011	3-5 (4)	39-147 (81)	164-840 (448)	28-90 (54)	32-456 (183)	484-3946 (1479)
		2012	2-4 (3)	32-113 (63)	133-654 (352)	23-70 (43)	25-350 (140)	357-3034 (1131)

8.3.2.4. Synthèse et proportion des flux d'ETM particulaires déversés par le système d'assainissement

Les flux totaux rejetés par le système d'assainissement sont présentés dans le Tableau 8-15. Le système d'assainissement a déversé entre 3 et 14 $kg.an^{-1}$ d'arsenic particulaire, 66 à 406 $kg.an^{-1}$ de chrome, 282 à 1697 $kg.an^{-1}$ de cuivre, 40 à 216 $kg.an^{-1}$ de nickel, 89 à 850 $kg.an^{-1}$ de plomb et 759 à 6041 $kg.an^{-1}$ de zinc. On remarque que les flux sont sensiblement les mêmes entre 2011 et 2012, ce qui était attendu puisque les teneurs utilisées pour les calculs sont les mêmes et que le flux total déversé par le système assainissement est relativement constant sur les deux années (3668 et 3459 $kg.an^{-1}$ respectivement) (voir Chapitre 3, paragraphe 6.3.3.2).

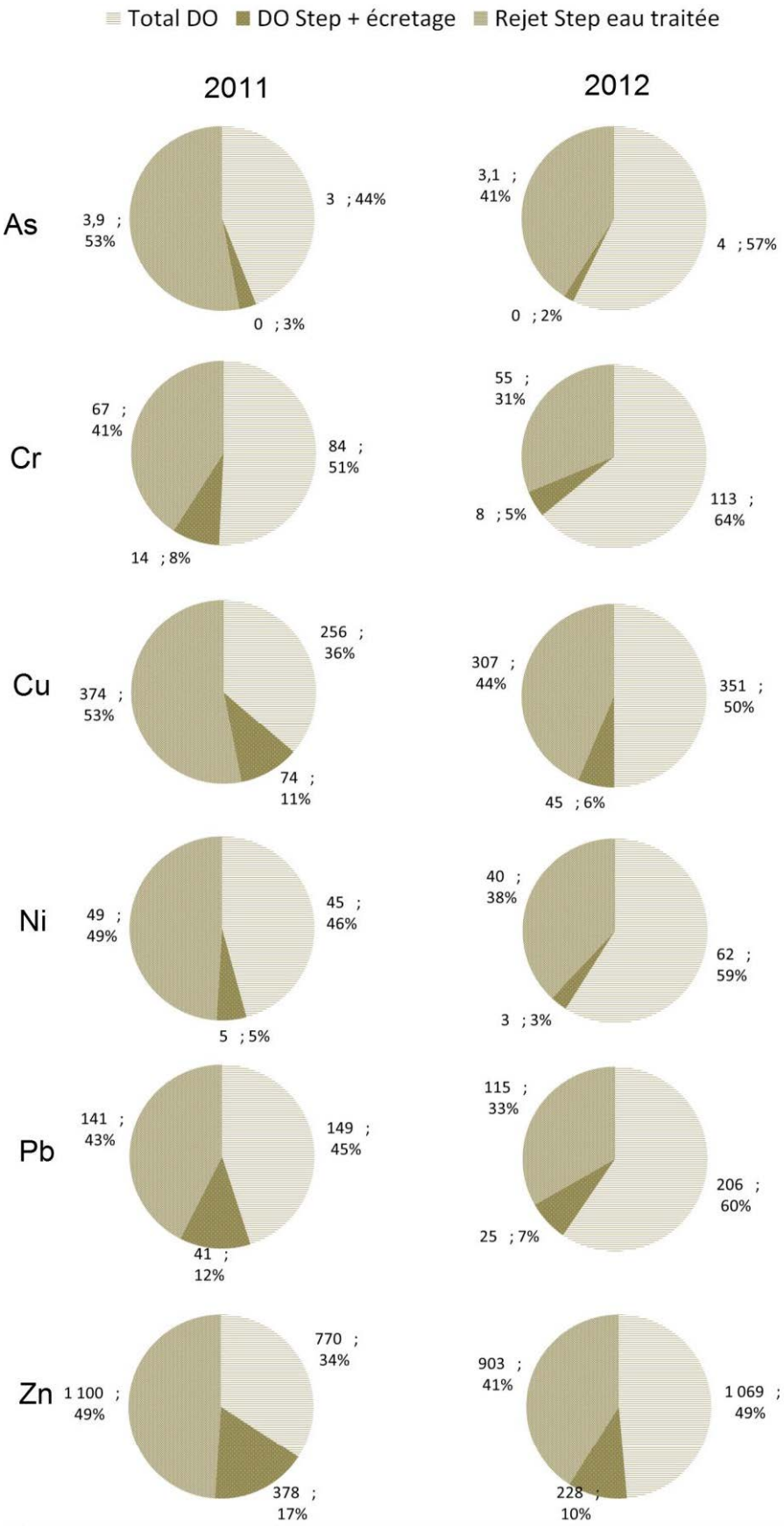


Figure 8-11 : Flux d'ETM particulaires (kg) déversés par l'ensemble des DO, par le DO Step et l'écrêtage et par les eaux traitées de la Step (en temps sec et en temps de pluie) en 2011 et 2012 et proportion du déversement total du système d'assainissement

Toutefois, les proportions de MES déversées par les différents contributeurs étaient différentes sur les deux années, avec une plus grande part des DO dans les rejets de MES en 2012 (38 % contre 26 % en 2011) (voir Chapitre 3, paragraphe 6.3.3.2). Ceci explique la plus forte proportion des flux d'ETM déversés par les DO en 2012, qui varie de 49 à 64 %, et variait entre 34 et 51 % en 2011 (Figure 8-11). La part des rejets d'effluents déversés en temps de pluie sans traitement (DO Step) ou uniquement après traitement primaire (écrêtage) à la Step varie entre 3 % pour l'arsenic et 17 % pour le zinc en 2011 et entre 2 % et 10 % en 2012 pour les mêmes ETM.

Tableau 8-15 : Estimation des flux annuels d'ETM particulaires rejetés par le système d'assainissement en 2011 et 2012 (flux minimum, maximum et médian)

Flux annuels (kg)		As	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Total DO	2 011	0,6-7,4 (3,3)	26-225 (84)	118-748 (256)	13-111 (45)	57-360 (149)	282-2095 (770)
	2 012	0,7-10,1 (4,4)	36-293 (113)	162-1044 (351)	18-146 (62)	78-500 (206)	402-2869 (1069)
DO Step + écretage	2011	0,2-0,3 (0,2)	1-33 (14)	3-164 (74)	0,3-14 (5)	2-107 (41)	186-966 (378)
	2012	0,1-0,2 (0,1)	0,6-20 (8)	2-99 (45)	0,2-8 (3)	1-65 (25)	112-583 (228)
Rejet Step eau traitée	2011	3-5 (4)	38-114 (67)	161-677 (374)	27-75 (49)	30-349 (141)	298-2980 (1100)
	2012	2-4 (3)	31-93 (55)	132-555 (307)	22-61 (40)	24-285 (115)	245-2451 (903)
Total système d'assainissement	2011	3-13 (7)	66-372 (165)	282-1589 (705)	41-201 (99)	89-817 (332)	766-6041 (2248)
	2012	3-14 (8)	68-406 (176)	296-1697 (702)	40-216 (104)	103-850 (346)	759-5903 (2199)

Bien que les incertitudes sur les flux déversés par le système d'assainissement soient très élevées, comme évoqué précédemment, ces résultats permettent tout de même de situer ces flux par rapport à ceux transités dans le milieu récepteur et de comparer les ordres de grandeur de chacun.

8.3.3. Comparaison des flux d'ETM particulaires transités dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement

Les flux d'ETM particulaires annuels déversés par le système d'assainissement de l'agglomération grenobloise sont inférieurs d'un facteur 1000 à ceux transités dans l'Isère et le Drac. Ils représentent moins d'1 % dans les bilans de flux annuels totaux du système et ne permettent pas d'expliquer les écarts entre la somme des flux du Drac et de l'Isère amont avec les flux mesurés en aval de l'agglomération (Figure 8-12). Seuls les rejets d'arsenic particulaire par la Step sont visibles et représenteraient près de 15 % de l'ensemble des flux (Isère et Drac). Le bilan excédentaire de nickel particulaire observé dans le milieu entre l'amont et l'aval de l'agglomération n'est pas expliqué par les sources urbaines mesurées. Les rejets urbains (issus des réseaux d'assainissement) sont une source faible à modérée d'ETM particulaires sur le milieu Isère et Drac). Du fait des conditions hydrologiques en période de pluie, où les concentrations en MES sont généralement élevées, on peut

raisonnablement penser que la part des flux d'ETM particulaires déversés par le réseau sera encore moins visible lors des événements pluvieux.

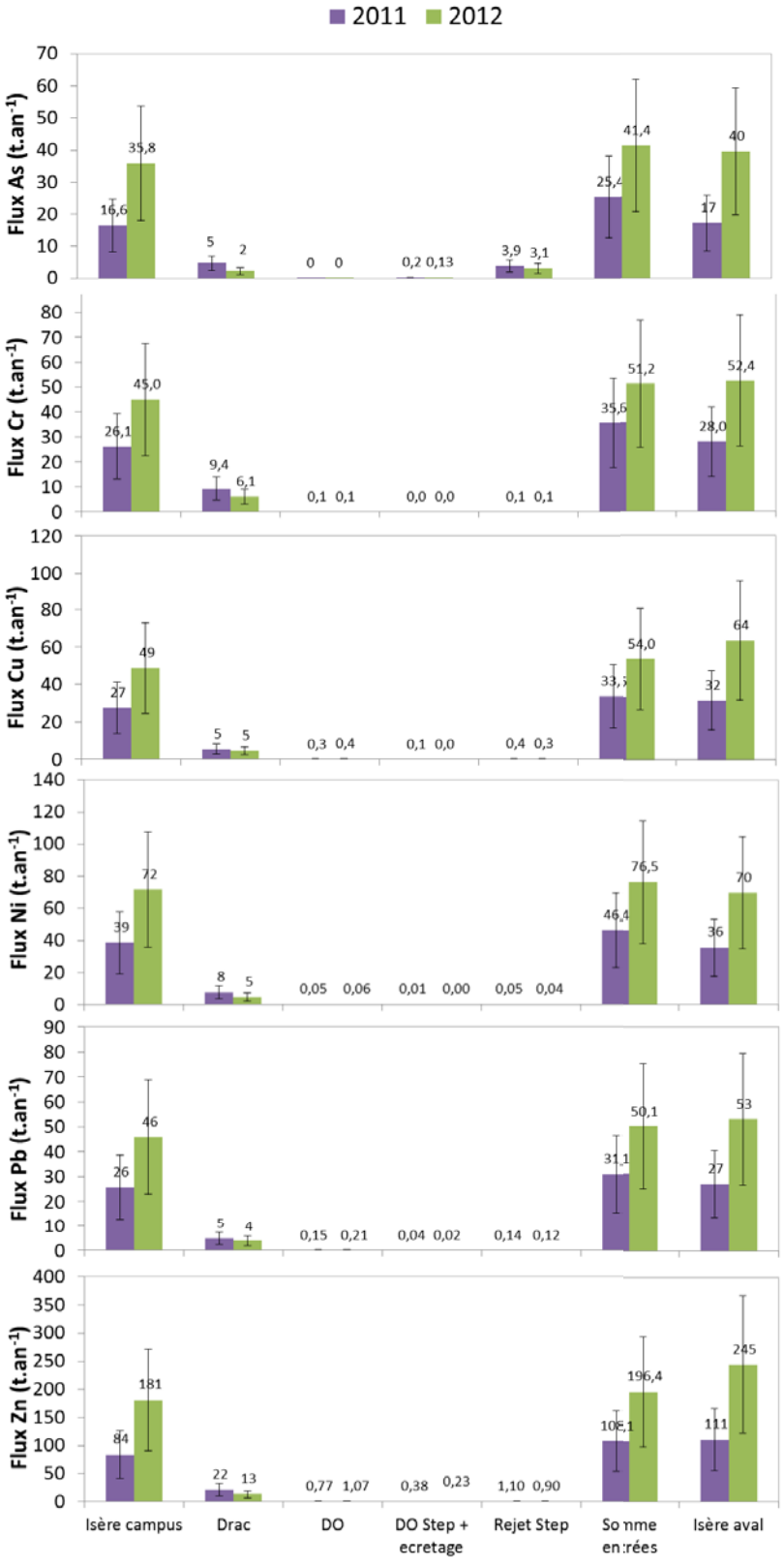


Figure 8-12 : Flux d'ETM particulaires estimés sur l'ensemble des points de mesure du système grenoblois

Synthèse partielle

Les teneurs en ETM dans les MES de l'Isère et du Drac ne sont pas préoccupants au vu des seuils de toxicité de référence. Toutefois la quantité importante de MES transportée dans l'Isère en fait l'un des principaux contributeurs de MES du Rhône, et est susceptible de représenter une part significative des apports à la Méditerranée. Les teneurs en ETM mesurées dans les MES des rejets du système d'assainissement au niveau des DO sont comparables à celles observées dans la littérature. Les mesures dans le rejet final de la Step indiquent des teneurs en ETM dans les MES en temps de pluie supérieures à celles mesurées en temps sec, suggérant l'influence probable des eaux non traitées.

Le suivi spatio-temporel régulier et spécifique des ETM en crue et lors des chasses dans le milieu naturel a permis de caractériser les variations de teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans les MES de l'Isère et du Drac en fonction des régimes hydrologiques. Des différences significatives ont été observées entre les teneurs en ETM particulaire en régime de base et en régime de crue et de chasse pour certains ETM. Ces différences sont en partie expliquées par des compositions différentes en carbone organique total dans les MES. Au sein des rejets de la Step, les mesures réalisées indiquent une variabilité modérée, entre un facteur 1 et 5 en temps de pluie et 1 et 8 en temps sec et les concentrations mesurées par temps de pluie sont supérieures à celles mesurées par temps sec. La variabilité apparait plus importante dans les DO, et varie pour l'ensemble des DO entre un facteur 4 et 11 et particulièrement au DO Step, où elle atteint un facteur 30 pour le cuivre et le zinc particulaire.

Les flux d'ETM dans les MES ont été estimés dans l'Isère et le Drac avec une incertitude globale moyenne de 50 %. Les flux estimés sont de l'ordre de quelques dizaines de tonnes et varient fortement entre 2011 et 2012. Les bilans calculés sont dans l'ensemble déficitaires en 2011 avec des flux à l'aval de l'agglomération inférieurs à la somme des flux mesurés en amont, et des bilans excédentaires en 2012, excepté pour le nickel, dont le bilan est excédentaire sur les deux années, indiquant une possible source d'origine urbaine. La présence de la retenue de Saint-Egrève peut expliquer le déficit d'ETM à l'aval de l'agglomération par le piégeage des sédiments dans la retenue. La contribution du Drac aux flux d'ETM particulaires en amont de l'agglomération a varié entre 11 et 21 % en 2011 et entre 6 et 12 % en 2012, pour un apport de flux de MES de 14 % en 2011 et 10 % en 2012. La part des événements de fort transport sédimentaire a été estimée à 30 à 50 % du flux annuel d'ETM en 2011 et environ 30 % en 2012 (Tableau 8-11). Les chasses de l'Arc ont quant à elle contribué à hauteur de 1 et 2 % du flux d'ETM particulaires en 2011 et à 4 à 5 % en 2012, ce qui est cohérent avec les flux de MES estimés.

Les flux moyens calculés en sortie du système d'assainissement ont été estimés de l'ordre de quelques kilogrammes d'arsenic à quelques tonnes de zinc. Compte tenu des fortes incertitudes liées aux calculs de flux d'ETM particulaires dans le réseau, estimées supérieures à 100 %, des estimations maximum et minimum ont été établies afin d'encadrer les flux probablement déversés par le réseau. Les flux spécifiques événementiels calculés sur

les trois principaux DO grenoblois varient entre moins d'un $mg.ha^{-1}$ pour l'arsenic à près de 100 $mg.ha^{-1}$ pour le zinc (Tableau 8-12). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que celles observées dans les réseaux parisiens. Les flux spécifiques d'arsenic, de nickel et de chrome particulaires sont toutefois légèrement supérieurs à ceux cités dans la littérature, témoignant de possibles sources significatives reliées au réseau.

Ramenés aux flux transportés par l'Isère et le Drac à l'amont de Grenoble, les flux d'ETM particulaires d'origine urbaine sont inférieurs à 8 % pour les 2 années étudiées. En effet, le flux de MES de l'Isère, caractéristique des rivières de montagne, est très élevé. De plus, la présence d'usines chimiques, et de métallurgie aux rejets potentiellement impactants pour le milieu récepteur a été notée dans les vallées de l'Isère et du Drac [*AERMC*, 2004].

La part des rejets de temps de pluie est estimée responsable de près de la moitié des flux d'ETM particulaires déversés annuellement par l'ensemble du système. Les aménagements prévus par le nouveau schéma directeur ont pour objectif de diminuer les déversements de temps de pluie et devraient donc permettre de diminuer la part des rejets de temps de pluie. Les déversements d'effluents après prétraitement par l'écrêtage amont seraient responsables de 2 à 17 % des flux d'ETM particulaires selon les éléments. Les travaux d'amélioration de la capacité de traitement de la Step en cours devraient également permettre d'augmenter la capacité de traitement en temps de pluie et ainsi de limiter ces déversements.

Enfin, malgré les incertitudes fortes estimées associées aux calculs de flux dans le milieu récepteur, les bilans de flux à l'échelle du bassin grenoblois sont dans l'ensemble équilibrés. Ceci semble conforter la validité d'une stratégie d'échantillonnage des contaminants bi-mensuelle et horaire en période de crue, associée à une mesure en continue du débit et des MES sur le système Isère Drac. En effet, sur un système tel qu'une rivière alpine, bien que la variabilité des teneurs en ETM observée soit plus importante que sur d'autres systèmes comme le Rhône, l'importante variabilité des MES influence davantage le calcul de flux et sa mesure en continu est donc déterminante.

Nous allons maintenant nous intéresser au cas particulier du mercure, dont l'usine de Chlore alkali, présente sur le bassin du Drac, est reconnue comme une source significative au niveau européen. La contamination de l'air et du sol a été mise en évidence par plusieurs études [*Dommergue et al.*, 2002; *Grangeon et al.*, 2012; *Guédron et al.*, 2013], mais le transfert potentiel vers le milieu aquatique sur cette zone a encore été peu étudié. Nous allons donc nous attacher à caractériser sa distribution et son transport à partir des données récoltées lors des différentes conditions hydrologiques observées sur l'Isère et le Drac.

9. Dynamique du mercure

9.1.Variations dans le milieu récepteur

9.1.1. Variations spatio-temporelles

9.1.1.1. Dans les sédiments déposés à l'échelle des bassins versants

Les concentrations moyennes en mercure total particulaire (HgT_P) dans les sédiments à l'amont des bassins de l'Isère et du Drac issues du suivi AE dans les sédiments (une mesure par an entre 2003 et 2012) sont respectivement de 0,032 ± 0,028 $mg.kg^{-1}$ et 0,023 ± 0,017 $mg.kg^{-1}$ (Tableau 9-1) (la localisation des stations est présentée en Annexe B), ce qui est dans la gamme des concentrations généralement observées dans la croûte continentale (0,012-0,056 $mg.kg^{-1}$) [*Hans Wedepohl*, 1995; *Gao et al.*, 1998; *Rudnick and Gao*, 2003]. Ces valeurs sont également proches du fond géochimique calculé dans le bassin parisien (0,020 à 0,034 $mg.kg^{-1}$) sur des sédiments fins <100 µm [*Meybeck et al.*, 2007].

Tableau 9-1: Teneurs moyennes en mercure total particulaire HgT_P dans les sédiments déposés de l'Isère et du Drac (concentrations moyennes des bassins amont calculées à partir des mesures sur les trois premières stations de l'Isère et du Drac) entre 2003 et 2012 (AE)

Bassin versant	Drac		Isère	
HgTP ($mg.kg^{-1}$)	Amont bassin	Fontaine	Amont bassin	Campus
n	8	8	12	8
minimum	0,010	0,010	0,010	0,010
moyenne	0,023	0,046	0,032	0,031
médiane	0,019	0,043	0,025	0,030
maximum	0,060	0,150	0,090	0,080

Les teneurs moyennes en Hg dans les sédiments semblent relativement constantes sur la partie amont du Drac où les concentrations varient entre 0,016 $mg.kg^{-1}$ à Vif et 0,028 $mg.kg^{-1}$ à Chauffayer (Figure 9-1). L'écart entre le nombre de mesures aux quatre stations ainsi que le faible nombre de mesures aux stations Champoleon et Vif sont toutefois à noter. Sur l'Isère les concentrations moyennes varient entre 0,02 ± 0,02 $mg.kg^{-1}$ à Seez et 0,046 ± 0,033 $mg.kg^{-1}$ à Feissons sur Isère (Figure 9-1). Seul le point Feissons/Isère présente une concentration deux fois supérieure aux autres stations indiquant un enrichissement en Hg à cet endroit. Toutefois, celui-ci semble limité car il n'est plus visible à Pontcharra, la station suivante. Malgré l'incertitude élevée liée à la représentativité de ces teneurs en raison du faible nombre de mesures (une mesure par an), les résultats de ce suivi semblent indiquer une augmentation des concentrations entre l'amont et l'aval de Grenoble, après la confluence de l'Isère avec le Drac. Nous allons par la suite chercher à déterminer si cette augmentation est principalement liée aux apports du Drac, ou si l'impact de l'agglomération grenobloise est également visible.

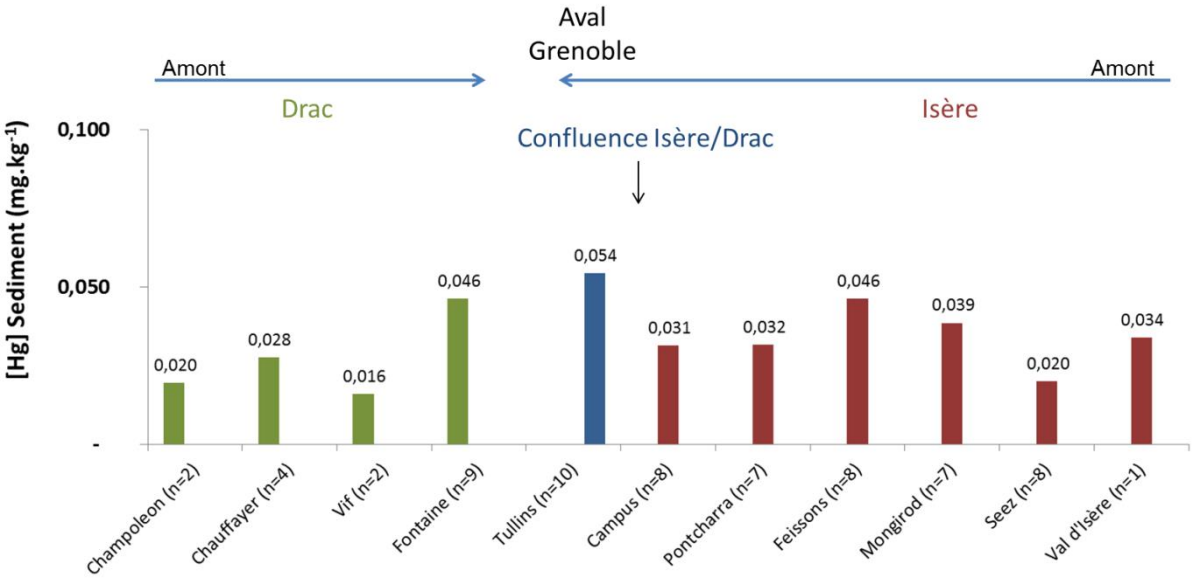


Figure 9-1 : Concentrations médianes en Hg dans les sédiments du Drac et de l'Isère aux stations de suivi AE de leur source jusqu'à Grenoble (Données brutes issues du suivi AE) (2003-2012 pour les stations Isère et Drac à Fontaine et Chauffayer, 2008-2011 à Champoleon et Vif)

Nous nous sommes dans un premier temps demandé si l'augmentation des concentrations en Hg dans les sédiments du Drac entre l'amont du bassin et Fontaine pouvait être reliée à l'activité de la zone industrielle de Jarrie, et si l'impact de cette dernière était visible dans le suivi des sédiments sur la Romanche. En effet, comme évoqué précédemment (Chapitre 1), la pollution en Hg aux alentours de l'usine de chlore-alcali de Jarrie est avérée. Les émissions de Hg de l'usine ont été estimées à 600 $kgHg.an^{-1}$ [*Dommergue et al.*, 2002] et l'adsorption de ces émissions par les sols a été mise en évidence [*Grangeon et al.*, 2012; *Guédron et al.*, 2013]. Par ailleurs, le transfert de particules riches en Hg des sols vers le milieu aquatique aux alentours d'une usine de chlore-alcali a déjà été observé dans plusieurs systèmes [*Ullrich et al.*, 2007a; *Reis et al.*, 2009]. Nous allons voir dans cette partie s'il est possible d'identifier un tel transfert de Hg vers le milieu aquatique à travers les données issues du suivi AE et notre suivi du milieu aquatique.

Il est pour cela utile de rappeler la complexité de la zone de confluence entre la Romanche et le Drac. En effet, une prise d'eau EDF prélève une partie des eaux de la Romanche et du Drac au niveau de la zone de mélange entre les deux rivières (Figure 9-2). Cependant, la prise d'eau située en rive droite semble prélever essentiellement des eaux issues de la Romanche, qui n'ont pas eu le temps de se mélanger aux eaux du Drac. Cette partie des eaux de la Romanche est donc transportée par le canal EDF et restituée au Drac à l'amont de Fontaine. L'autre partie des eaux de la Romanche, ou l'intégralité en période de non fonctionnement du canal, rejoint les eaux du Drac à Jarrie et est donc visible à Pont-de-Claix, notre point de prélèvement thèse. Une partie du signal issu de la zone industrielle de Jarrie sera donc observable à Pont de Claix et l'autre viendra s'ajouter au niveau du rejet du canal à l'amont de la confluence du Drac avec l'Isère.

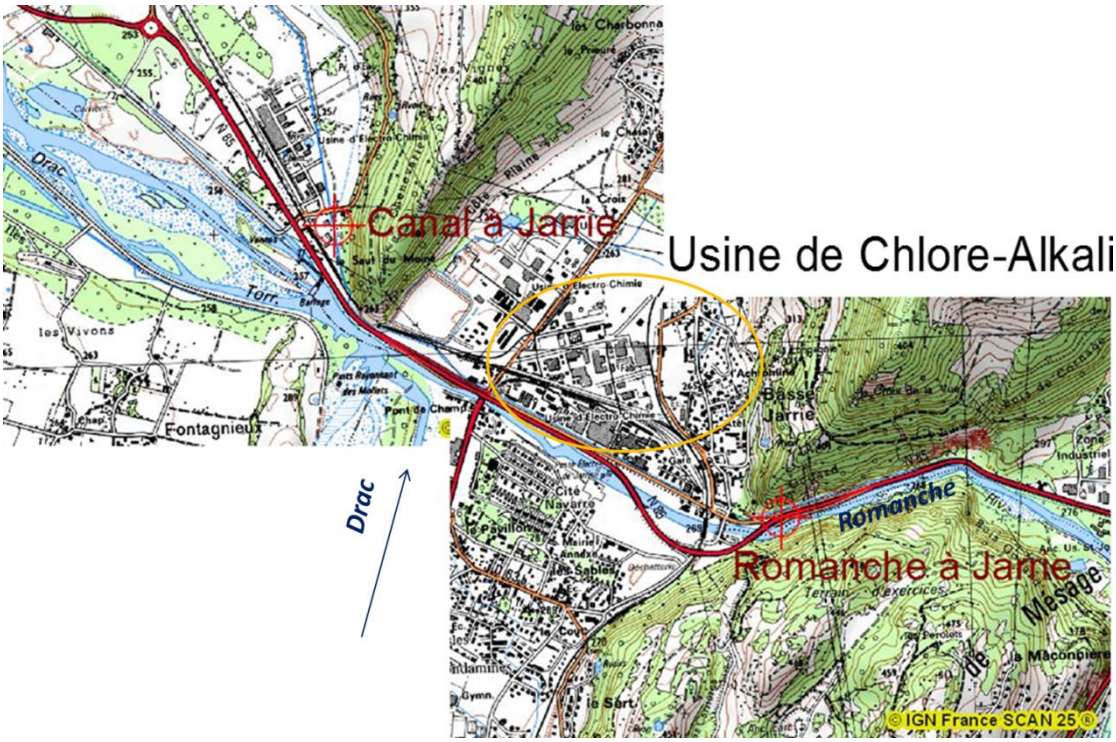


Figure 9-2 : Localisation des stations de suivi AE Romanche à Jarrie et canal à Jarrie à l'amont et à l'aval de la zone industrielle de Champ sur Drac (Source : AE)

Lorsque l'on compare les teneurs en Hg dans les sédiments à l'amont et à l'aval de la traversée de la zone industrielle de Jarrie par la Romanche (Figure 9-2), on observe une augmentation d'un facteur trois entre l'amont (la Romanche à Jarrie (0,013 $mg.kg^{-1}$)) et l'aval (le canal de la Romanche à Jarrie (0,042 ± 0,045 $mg.kg^{-1}$) et le Drac à Fontaine (0,046 ± 0,041 $mg.kg^{-1}$)) (Figure 9-3). A titre indicatif, ces valeurs sont inférieures ou proches du fond géochimique local « non perturbé » (0,04 ± 0,01 $mg.kg^{-1}$) mesuré dans le sol à plus de 40 cm de profondeur [*Grangeon et al.*, 2012].

Les prélèvements réalisés lors de l'étude préliminaire de l'observatoire PIMPU (Chapitre 1, paragraphe 2.3.3.2) ont mesuré des valeurs supérieures à celles du suivi AE avec des concentrations en mercure total dans les sédiments de 0,097 et 0,113 $mg.kg^{-1}$ dans le canal de la Romanche en aval de l'usine [*Thomas*, 2005]. Ces valeurs se rapprochent davantage du fond géochimique anthropogénique local moyen (0,13 ± 0,7 $mg.kg^{-1}$) mesuré en surface (0-10 cm de profondeur) des sols aux alentours de l'usine de Chlore-Alkali de Champs-sur-Drac [*Grangeon et al.*, 2012]. Le fond géochimique déterminé dans cette étude à partir de prélèvements en amont de la zone (0,028 $mg.kg^{-1}$) est proche de celui déterminé à partir des mesures AE en amont du bassin. D'autre part, une teneur en mercure de 0,216 $mg.kg^{-1}$ a été mesurée dans les rejets en sortie de l'usine Atochem de chlore-alcali lors de cette même étude [*Thomas*, 2005].

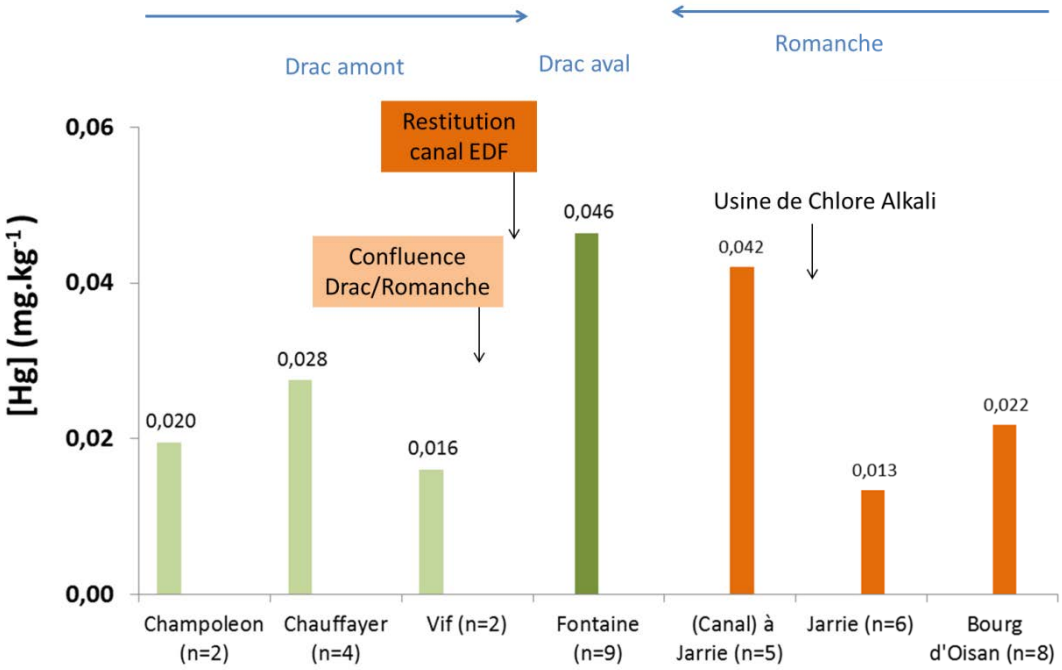


Figure 9-3 : Concentrations moyennes en Hg dans les sédiments du Drac et de la Romanche aux stations de suivi AE de leurs sources jusqu'à Grenoble (Données issues du suivi AE, 2003 -2012)

Ces résultats semblent appuyer l'hypothèse d'un possible transfert de particules riches en Hg des sols vers le milieu aquatique à proximité de l'usine, comme cela a déjà été observé et démontré sur d'autres sites [*Ullrich et al.*, 2007b; *Reis et al.*, 2009]. La majorité des émissions issues du site de Jarrie sont effectuées sous formes dissoutes ($HgCl_2$) issues des postes de production de chlore de l'usine. La dilution des concentrations par les apports sédimentaires du Drac est la raison principale de l'augmentation modérée (facteur 2 à 3) observée entre les concentrations en mercure dans les sédiments et dans les sols. Nous allons maintenant regarder s'il en est de même dans les MES.

9.1.1.2. Comparaison MES-sédiments

Les mesures de teneurs en Hg réalisées lors du suivi « Eau et MES » de l'AE sur le Drac à Fontaine et sur l'Isère à la station campus permettent de comparer les teneurs en Hg dans les MES entre l'Isère et le Drac et de voir si les tendances sont similaires au sein des compartiments sédiments et MES.

Sur la période commune d'échantillonnage 2000-2009, les teneurs en HgT_P mesurées dans les MES dans le Drac à Fontaine (0,347 ± 0,476 $mg.kg^{-1}$) sont quatre fois plus élevées que celles mesurées dans l'Isère à la station campus (0,092 ± 0,098 $mg.kg^{-1}$) (Tableau 9-2). On observe ainsi le même écart que celui mesuré dans les sédiments entre les deux stations sur la même période (Tableau 9-2). De plus, on remarque que la variabilité des teneurs en HgT_P dans les MES et dans les sédiments est supérieure dans le Drac (facteur 125) à celle observée dans l'Isère (facteur 12) (Figure 9-4). D'autre part, les chroniques temporelles indiquent une relative stabilité des teneurs en HgT_P dans les sédiments et dans les MES entre 1997 et 2010, et les changements de limites de quantification survenus en 2003 suite à un changement de laboratoire ne semblent pas impacter les teneurs en mercure (Figure 9-4).

Ces résultats mettent en évidence la part non négligeable de la contribution de Jarrie dans les teneurs en HgT_P dans le Drac. L'effet de dilution variable entre les périodes de crues et d'étiage peut par ailleurs expliquer la forte variabilité observée dans le Drac.

Tableau 9-2 : Synthèse des teneurs moyennes en HgT_P ($mg.kg^{-1}$) dans les sédiments et dans les MES des stations Drac à Fontaine et Isère campus (Données AE)

2000-2009	Drac (Fontaine)	Isère (campus)
Sédiments	0,126 (0,171)	0,036 (0,035)
MES	0,347 (0,476)	0,092 (0,098)

Enfin, on observe qu'au sein de chaque station, les teneurs moyennes en HgT_P dans les MES sont supérieures à celles mesurées dans les sédiments (Tableau 9-2). A la station Isère campus, les teneurs moyennes en HgT_P sont supérieures d'un facteur deux à trois entre les MES (0,092 ± 0,098 $mg.kg^{-1}$) et les sédiments (0,036 ± 0,035 $mg.kg^{-1}$) et semblent varier conjointement dans les deux compartiments. A la station Drac à Fontaine, les teneurs moyennes dans les MES (0,347 ± 0,476 $mg.kg^{-1}$) sont supérieures d'un facteur trois à celles mesurées dans les sédiments (0,126 ± 0,171 $mg.kg^{-1}$).

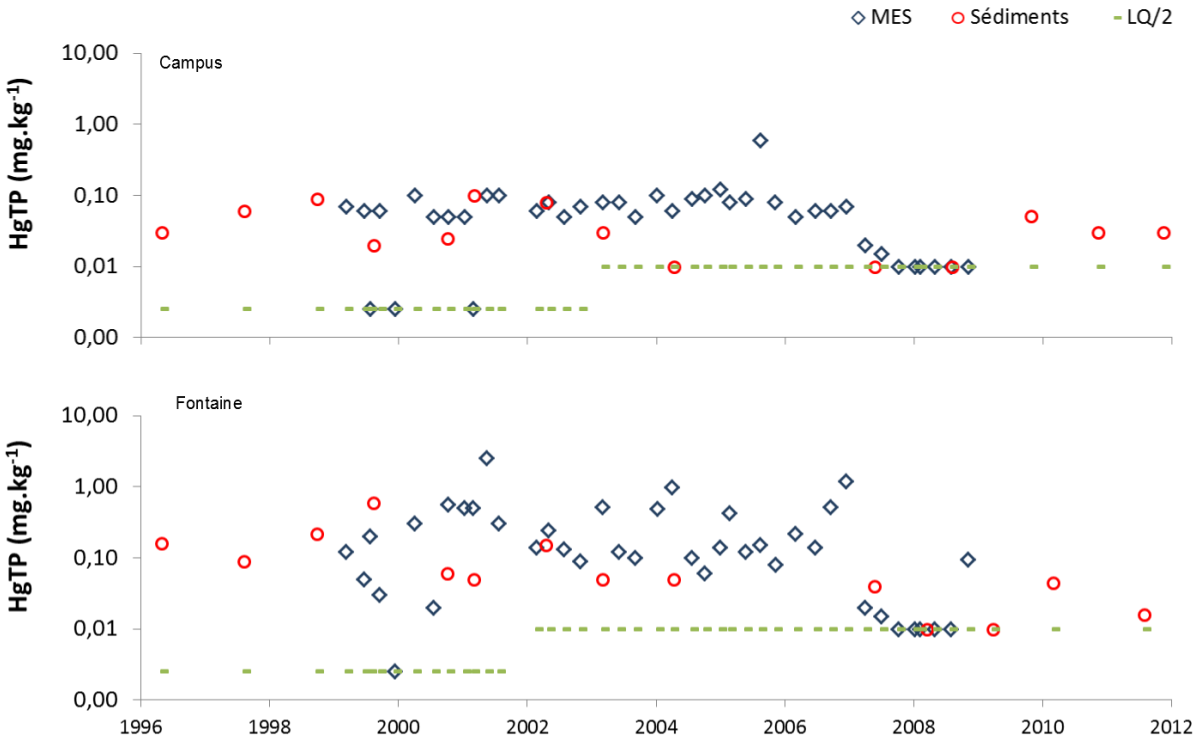


Figure 9-4 : Comparaison des concentrations en Hg dans les sédiments et les MES aux stations Isère Campus et Drac à Fontaine (Données AE)

Ces observations sont cohérentes avec celles faites dans le cadre de l'étude préliminaire de l'observatoire PIMPU où les teneurs mesurées dans les MES étaient 10 à 100 fois plus élevées que celles mesurées dans les sédiments [*Thomas*, 2005]. La quantité de matière organique supérieure dans les MES (10 à 20 % de MO) à celle dans les sédiments (2 à 4 % de MO) a été évoquée pour expliquer ces différences, bien qu'aucun lien n'ait pu être mis en évidence. La variation de taille des particules entre les particules en suspension et les sédiments peut également expliquer ces écarts. En effet, les MES, plus fines, ont une forte surface spécifique et possèdent donc une grande capacité de sorption tandis que dans

les sédiments, la taille plus importante des grains comparativement à la surface spécifique peut entrainer des teneurs en Hg plus faibles. Nous nous sommes, dans notre étude, intéressés essentiellement aux MES, susceptibles d'être les plus contaminées ainsi qu'à la phase dissoute, pour laquelle les limites de quantification élevées du suivi AE ne permettent pas d'étudier la dynamique du mercure (voir Chapitre 1, paragraphe 2.2.1).

Nous allons donc maintenant nous intéresser aux résultats obtenus dans le cadre du suivi mis en place pour cette étude sur phases dissoute et particulaire.

9.1.1.3. Variation des concentrations dans les MES

a) Variation spatiale

Dans le cadre de nos mesures, les teneurs en mercure particulaire mesurées dans l'Isère à l'amont de Grenoble (station campus) ont varié de plus d'un facteur vingt (0,03 à 0,88 $mg.kg^{-1}$) sur la période 2011-2012 (Figure 9-5), ce qui est supérieur aux variations observées dans le suivi AE, mais sont pour la plupart faiblement dispersées. La concentration moyenne (0,13 ± 0,12 $mg.kg^{-1}$) est inférieure au TEL, ce qui indique une faible probabilité d'observer un effet biologique néfaste pour les organismes vivants. Comme observé dans le suivi AE, les teneurs en HgT_P dans le Drac, à Pont de Claix, sont plus élevées et plus variables (0,48 ± 0,38 $mg.kg^{-1}$). Des sources anthropiques liées aux zones d'activités de Jarrie sont susceptibles d'être à l'origine de cette importante variabilité. Une campagne réalisée dans les rejets de l'usine de Chlore Alcali Atochem en 2005 a mesuré une concentration en mercure total de 16,1 $mg.kg^{-1}$ dans les MES [*Thomas*, 2005].

La concentration moyenne en HgT_P dans l'Isère après la confluence avec le Drac (0,32 ± 0,19 $mg.kg^{-1}$) est intermédiaire entre la concentration moyenne de l'Isère et celle du Drac, ce qui témoigne de la dilution des eaux du Drac par celles de l'Isère. Toutefois, la concentration à la confluence est plus proche de celle du Drac que de l'Isère, malgré la faible proportion de MES apportés par le Drac. Ceci laisse donc supposer des apports intermédiaires significatifs, tels que les eaux transitées dans le canal de Jarrie se rejetant dans le Drac à l'amont de la confluence avec l'Isère. La concentration moyenne mesurée dans le Drac à Fontaine (aval rejet canal) lors de six campagnes en 2012 (0,66 ± 0,70 $mg.kg^{-1}$) est supérieure à celle mesurée à Pont de Claix, et est cohérente avec l'hypothèse d'apports significatifs de mercure par le canal. Cette valeur est par ailleurs supérieure à la teneur moyenne mesurée à Fontaine durant le suivi AE (0,22 ± 0,29 $mg.kg^{-1}$).

Les concentrations moyennes de HgT_P dans l'Isère diminuent entre la confluence Isère-Drac et l'aval de l'agglomération à Veurey (0,19 ± 0,15 $mg.kg^{-1}$) (Figure 9-5). Les concentrations médianes de HgT_P dans le Drac à Pont de Claix et dans l'Isère après la confluence avec le Drac, sont comprises entre les valeurs de TEL et de PEL, indiquant une probabilité entre 25 et 50 % d'observer des effets biologiques défavorables sur les organismes vivants.

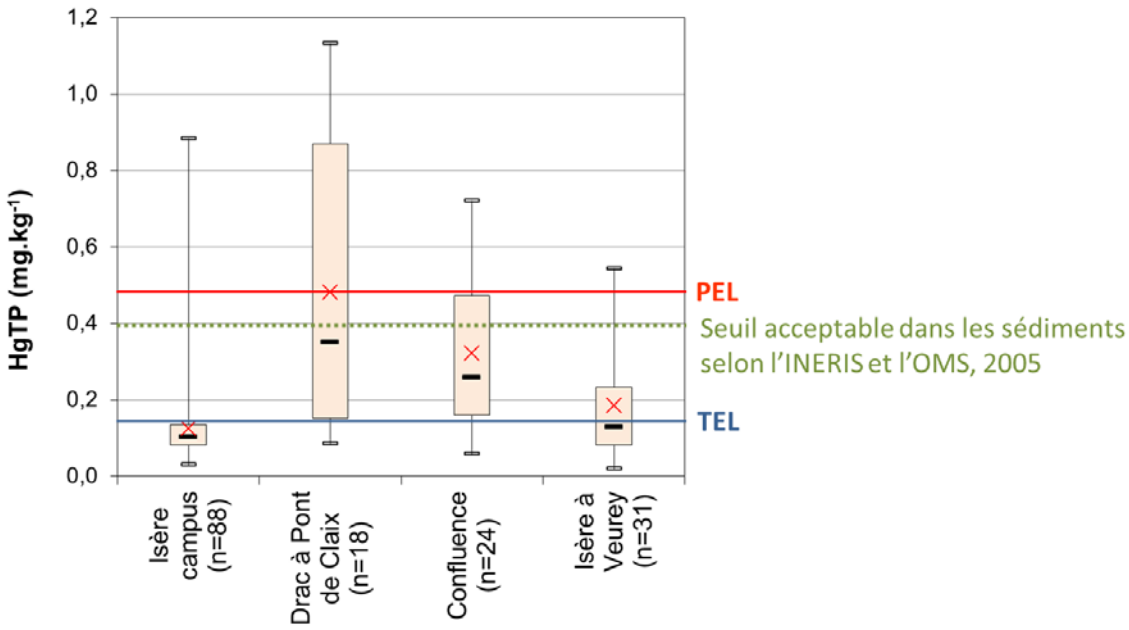


Figure 9-5 : Distribution statistique du mercure particulaire aux différents points de suivi 2011-2012

L'ensemble de ces teneurs est supérieur à celles mesurées sur le Rhône et ses affluents durant les mêmes années, qui ne dépassent pas 0,2 $mg.kg^{-1}$ [*Launay*, 2014], et laisse donc supposer un impact potentiel important de l'Isère dans les flux de mercure du Rhône.

b) Variation temporelle

Nous avons vu que les teneurs en HgT_P dans les MES mesurées sur nos quatre points de suivi présentaient une grande variabilité spatiale, nous allons maintenant nous intéresser à l'évolution temporelle des teneurs durant la période d'étude.

Il ne semble pas se dégager de tendance claire dans la variabilité temporelle du HgT_P aux stations de suivi hormis des teneurs plus élevées à l'étiage. On remarque que les teneurs varient simultanément à l'amont et à l'aval de l'agglomération. De mai à octobre les teneurs sont relativement stables et varient entre 0,05 et 0,2 $mg.kg^{-1}$; de novembre à mars, elles augmentent jusqu'à 1 $mg.kg^{-1}$ puis se stabilisent à nouveau autour de 0,1 $mg.kg^{-1}$.

L'échantillonnage en crue et durant les chasses de l'Arc à la station campus a permis d'observer le comportement du mercure durant les différents régimes hydrologiques. Les écarts entre les teneurs mesurées en régime de base et durant les épisodes de crues ou de chasses ne sont pas significatifs (Figure 9-7a). En revanche, les teneurs en HgT_P durant les chasses sont significativement plus faibles que durant les crues. La normalisation des teneurs en Hg par les teneurs en COP rend cet écart non significatif (Figure 9-7c), indiquant donc que les différences de teneurs en COP entre les crues et les chasses expliquent la variation de la teneur en Hg entre ces deux types d'événements. Un comportement similaire a été observé sur les teneurs en HgT_P dans le Rhône en chasse et en crue ([*Launay*, 2014]). Bien que l'écart des teneurs en COP entre les crues et les chasses ne soit pas significatif sur l'ensemble des mesures (Figure 9-7b), le lien entre la teneur en HgT_P et en COP est significatif.

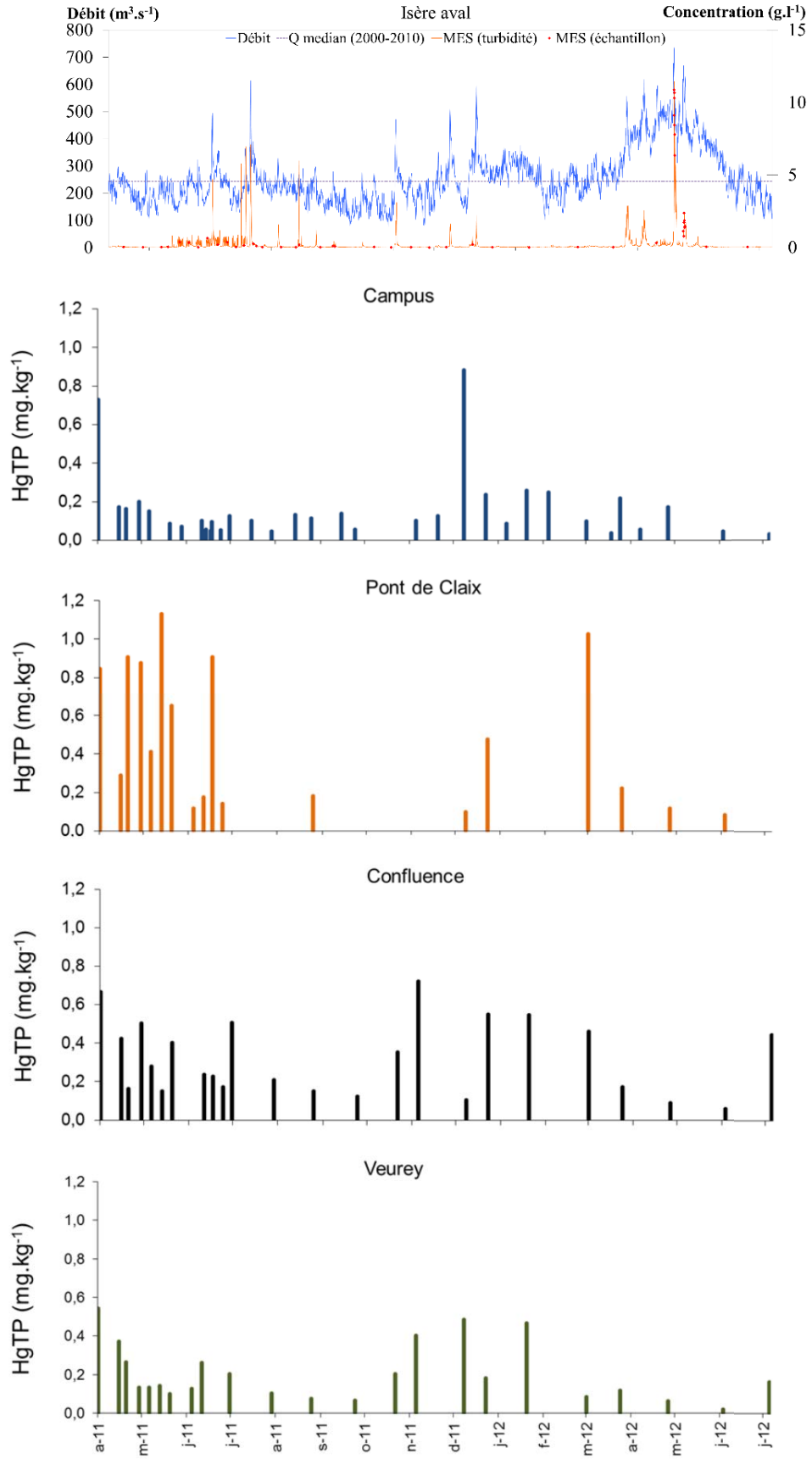


Figure 9-6 : Variation temporelle du mercure particulaire aux différents points de suivi 2011-2012

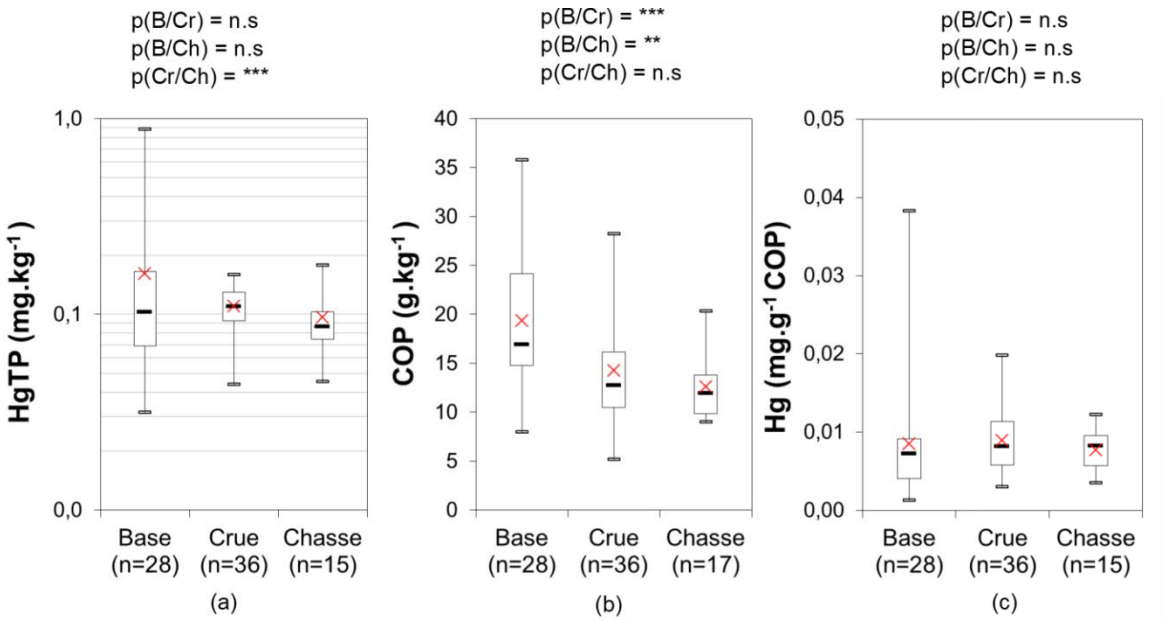


Figure 9-7 : Concentrations en COP, en HgTP et en HgTP normalisé par la concentration en COP dans les MES à la station Isère Campus en fonction du régime hydrologique

9.1.1.4. Variation des concentrations en phase dissoute (Hg et MeHg)

a) Variation spatiale

A la station amont Isère campus, les concentrations en mercure total dissous (HgT$_D$) varient entre 0,05 et 6,0 ng.L^{-1} et la concentration médiane est de 0,38 ng.L^{-1} (Figure 9-8). Les concentrations médianes en HgT$_D$ dans le Drac et à partir de la confluence sont quatre fois plus élevées (médiane à 1,64 ng.L^{-1}) et varient davantage (0,01-13,9 ng.L^{-1}). Ces concentrations sont caractéristiques d'eaux naturelles non contaminées [*Schäfer et al.*, 2006]. Toutefois on observe, comme pour les concentrations en mercure particulaire, une forte influence du Drac dès la confluence avec l'Isère.

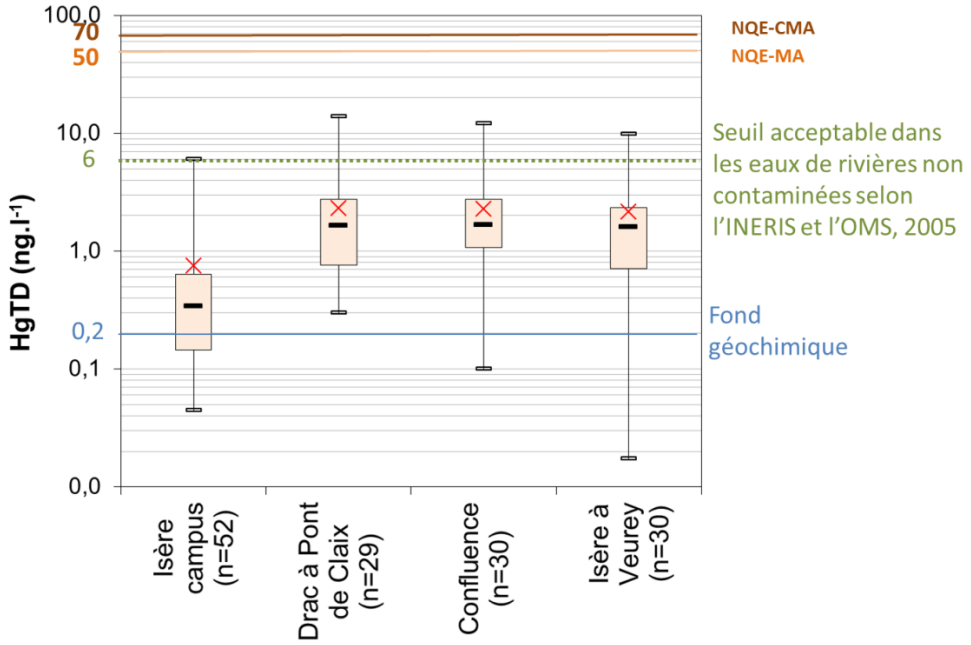


Figure 9-8 : Distribution statistique du mercure dissous aux différents points de suivi (2011-2012)

Les concentrations médianes en méthylmercure varient entre 0,014 ± 0,050 ng.L^{-1} dans l'Isère à Veurey et 0,048 ± 0,025 ng.L^{-1} dans le Drac à Pont de Claix (Figure 9-9). Ces valeurs sont dans la gamme basse des concentrations citées dans la littérature [*Balogh et al.*, 2003; *Selvendiran et al.*, 2008; *Shanley et al.*, 2008] et n'indiquent pas de contamination au méthylmercure sur l'Isère et le Drac aux stations de suivi. Les pourcentages de MeHg en fonction du HgT_D ont variés entre 1 et 6 % à la station campus, 1 et 10 % sur le Drac, 1 à 5 % à la confluence et la valeur maximum de 16 % a été mesurée à Veurey, ce qui se situe également dans les valeurs basses observées dans les études citées ci-dessus.

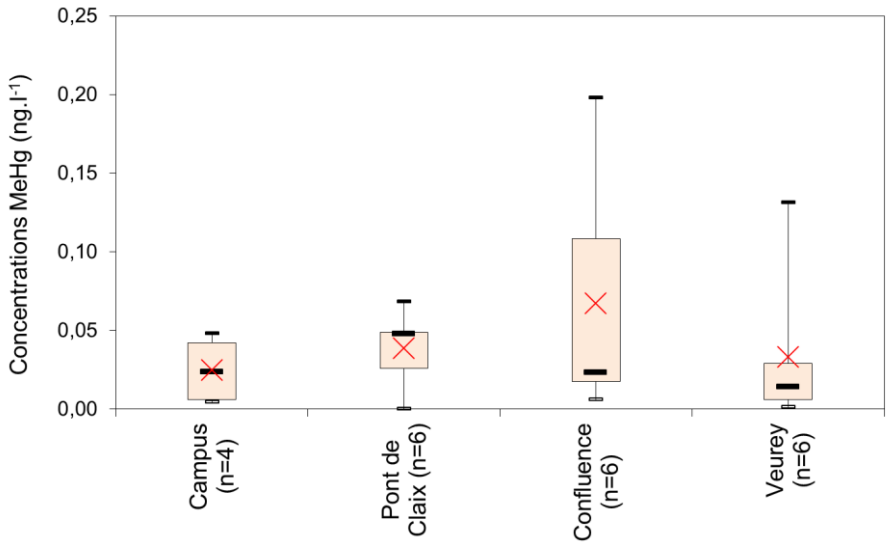


Figure 9-9 : Concentrations en MeHg sur échantillons filtrés aux stations de suivi en 2011-2012

b) Variation temporelle

Les variations des concentrations en HgTD ne présentent pas de saisonnalité marquée, bien que les concentrations paraissent plus élevées en été. L'évolution des concentrations n'est pas similaire entre Veurey et le campus, les concentrations à l'aval de l'agglomération ne semblent donc pas contrôlées par les concentrations en mercure dans l'Isère à l'amont de Grenoble. On observe que la ligne de base des concentrations à Veurey est proche de celle du Drac à Pont de Claix. Les concentrations les plus fortes à l'aval de l'agglomération (entre 8 et 10 ng.L^{-1}) ont été mesurées en juin et juillet 2011, période de curage de la retenue de Saint-Egrève juste à l'amont, n'excluant pas une possible remobilisation de mercure contenu dans les eaux porales des sédiments. Toutefois lors du second pic, les concentrations sont également élevées à Pont-de-Claix. L'impact des rejets de la Step est difficilement identifiable étant donné la présence de la retenue entre le point confluence et Veurey.

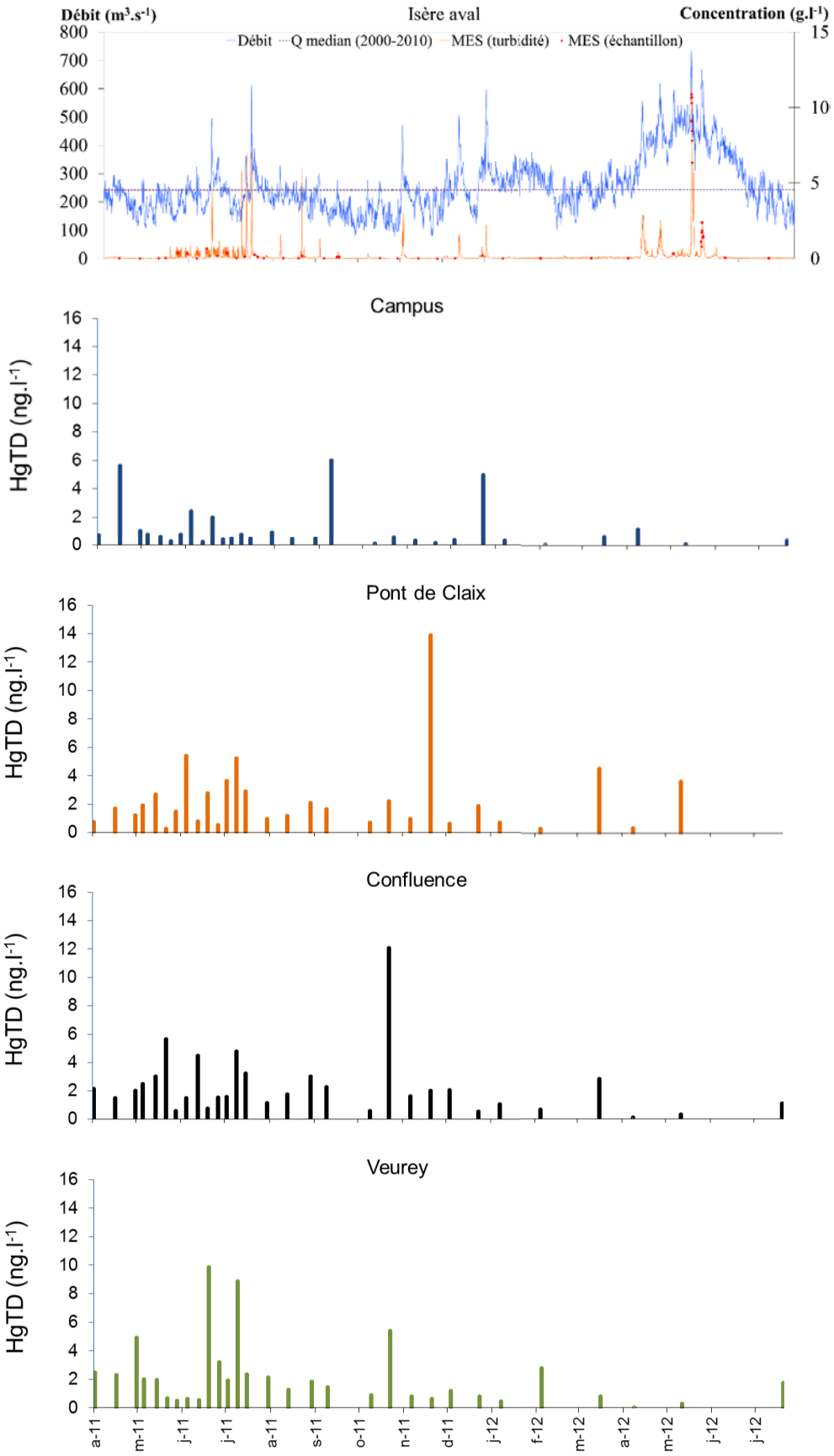


Figure 9-10 : Variation temporelle du mercure total dissous aux quatre points de suivi réguliers

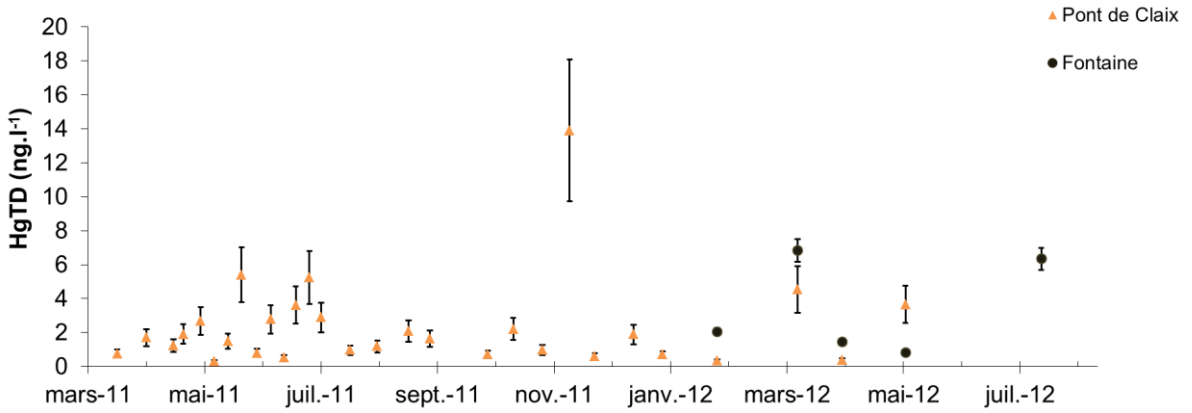


Figure 9-11 : Variation temporelle du mercure dissous dans le Drac à Pont de Claix et à Fontaine

La concentration à Fontaine est supérieure à celle mesurée à Pont de Claix sur trois des quatre campagnes de suivi simultanées (Figure 9-11). Ces observations appuient l'hypothèse selon laquelle une grande partie de la Romanche n'aurait pas le temps de se mélanger au Drac et arriverait au Drac par le canal EDF au niveau du rondeau, peu avant la confluence avec l'Isère. Ceci pourrait en partie expliquer que les concentrations de l'Isère à Veurey soient du même ordre de grandeur que celles à Pont de Claix bien que le débit médian du Drac soit seulement environ un tiers de celui de l'Isère. Toutefois, un suivi plus poussé serait nécessaire pour le confirmer.

9.1.1.5. Spéciation du mercure dans l'Isère et le Drac

L'affinité relative du mercure pour les phases particulaire et dissoute se mesure par le coefficient de partition (K_D) :

$$K_d = \frac{(HgT_P)}{(HgT_D)} \quad (\text{L.kg}^{-1}) \qquad \text{Equation 9.1}$$

avec (HgT_P) la concentration en mercure total particulaire exprimée en ng.kg^{-1} et (HgT_D) la concentration en mercure total dissous exprimée en ng.L^{-1}.

Le coefficient de distribution moyen du mercure log(K_d) varie entre 5,2 et 5,4 aux quatre stations de mesures, ce qui n'indique pas de changement notable du comportement du mercure entre les différentes stations (Tableau 9-3). Ces valeurs sont proches de la valeur de référence pour les milieux d'eau douce de 5,05 [*Stortelder et al.*, 1989] ainsi que des valeurs mesurées sur le Rhône (5,6-5,8) [*Cossa and Martin*, 1991] et sur la Loire (5,3 ± 0,2) [*Coquery et al.*, 1997], ce qui confirme la forte affinité du Hg pour les particules en suspension dont la capacité de sorption n'est pas limitante.

Tableau 9-3 : Coefficients de partition (Kd) moyens du mercure aux 4 points de suivi 2011-2012

	Isère amont (Campus)	Drac (Pont de Claix)	Confluence	Isère aval (Veurey)
nb	25	15	23	22
log (Kd)	5,4 (0,5)	5,4 (0,5)	5,3 (0,4)	5,2 (0,5)

La Figure 9-12 illustre la relative stabilité du coefficient sur le bassin. En effet, on observe des variations semblables entre l'amont et l'aval de Grenoble avec un Kd stable autour de 5,4 à l'amont et 5,2 à l'aval, du printemps à l'automne, puis une légère hausse au début de l'hiver traduisant une augmentation de la proportion de mercure sous forme particulaire par rapport à la phase dissoute.

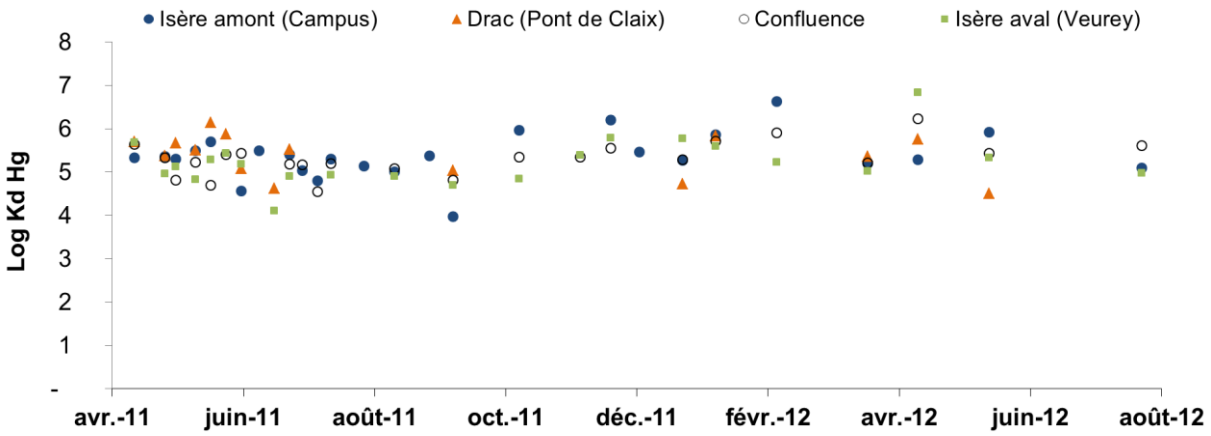


Figure 9-12 : Coefficient de distribution du mercure dans l'Isère et le Drac en amont et en aval de l'agglomération

La synthèse des données AE et des données nouvellement acquises en phase dissoute et dans les MES a mis en évidence que le niveau de concentration en mercure dissous (HgT_D) dans le Drac est significativement supérieur à celui mesuré dans l'Isère, et impacte ce dernier dès leur confluence. Ces niveaux de concentration en (HgT_D) sont inférieurs au seuil d'acceptabilité défini dans les eaux naturelles non contaminées par l'INERIS et l'OMS, (2005) mais sont supérieurs au fond géochimique. Les niveaux de mercure particulaire (HgT_P) mesurés dans les MES dépassent en revanche le niveau d'acceptabilité des sédiments pour les rivières non contaminées (Ineris, OMS 2005) et sont compris entre les valeurs du PEL et du TEL indiquant entre 25 et 50 % de risque d'observer un effet néfaste pour les organismes. D'autre part, le niveau de mercure particulièrement élevé en phases dissoute et particulaire dans le Drac à l'amont de Grenoble confirme la part non négligeable des rejets de Jarrie sur le Drac. Nous allons maintenant rechercher des paramètres d'influence possibles sur les concentrations en HgT_D et HgT_P.

9.1.2. Recherche de grandeurs d'influence

La recherche de lien entre les teneurs en HgT_P et le débit, les MES ou le COP (exprimé en pourcentage de la concentration en MES) n'indique pas de corrélation significative avec ces paramètres (Figure 9-13). On observe cependant que les concentrations en HgTP diminuent au-delà de 0,2 $g.L^{-1}$ de MES et se stabilisent autour de 0,2 $mg.kg^{-1}$ sur les quatre points de suivi (Figure 9-13a). Ceci pourra être utilisé pour calculer les flux de HgTP en fonction des concentrations en MES. Contrairement à ce qui a été observé dans les rivières Lot et Garonne [*Schäfer et al.*, 2006] les concentrations maximum en COP ne sont pas associées à des concentrations faibles ou modérées en Hg sur l'Isère à la confluence et à Veurey, mais plutôt à des concentrations moyennes à élevées (Figure 9-13c).

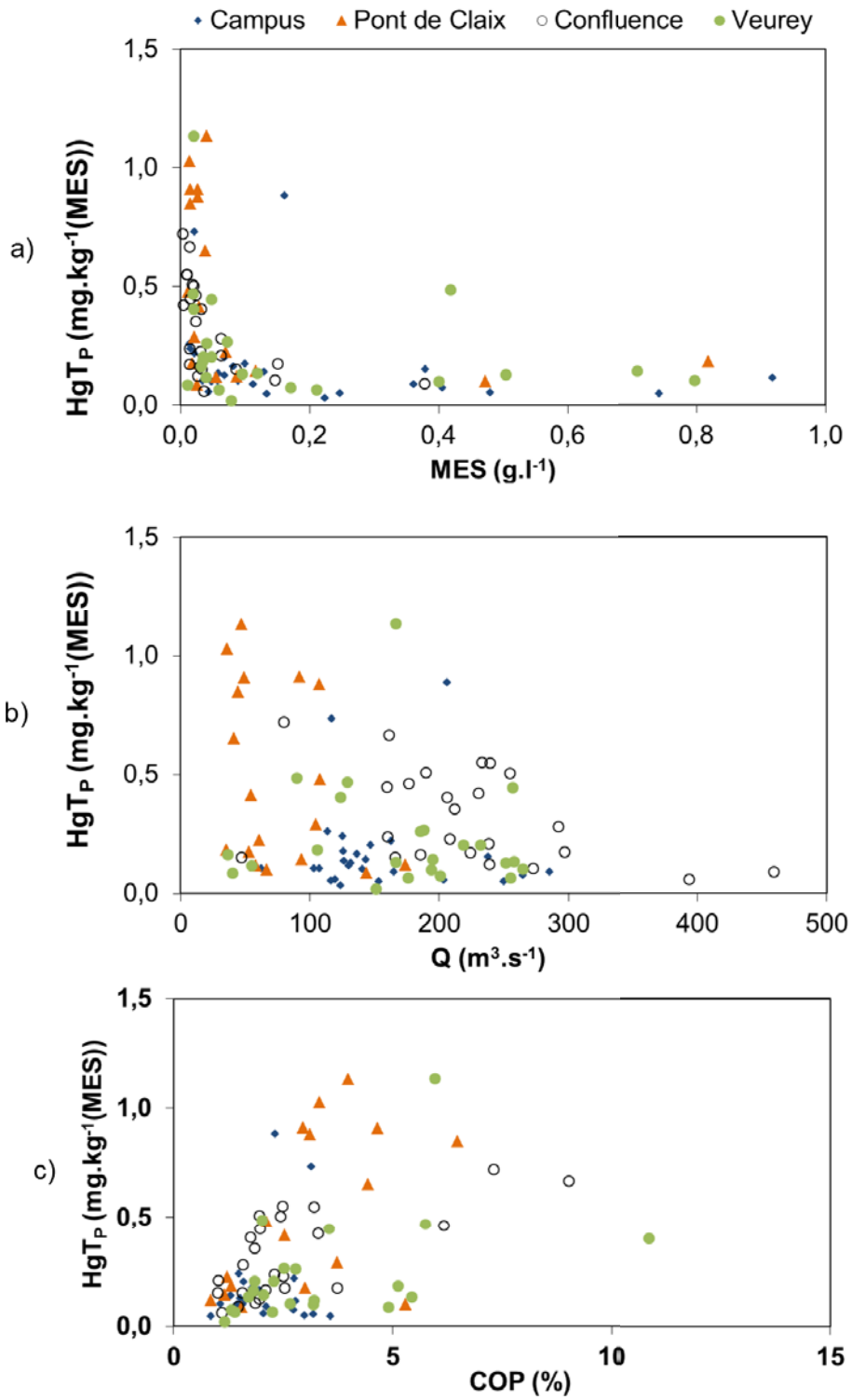


Figure 9-13 : Relation entre le HgTP dans les MES et les concentrations en a) MES, b) Débit, c) COP (% rapporté à la masse de MES) aux différents sites durant les campagnes en régime de base

Le suivi effectué à la station Isère campus n'indique pas non plus de corrélations significatives entre les différents paramètres et ne permet donc pas de relier directement la teneur en HgT_P avec un paramètre mesuré en continu (Figure 9-14). Des corrélations avec le souffre total ou le manganèse, observées sur plusieurs systèmes [*Cossa and Ficht*, 1999], pourraient être recherchées.

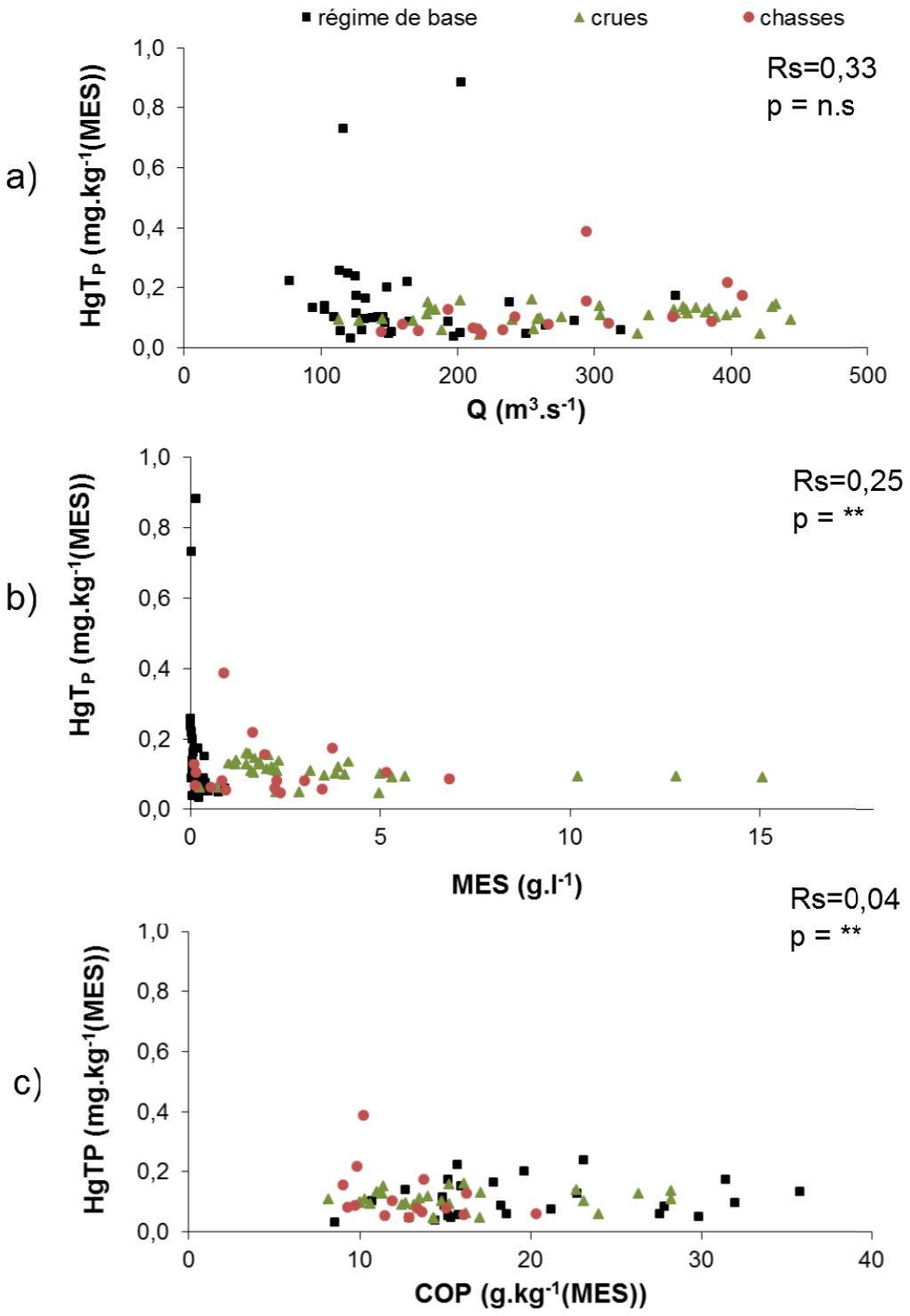


Figure 9-14 : Teneurs en mercure total dans les MES à la station campus en fonction a) du débit, b) de la concentration en MES et c) du COP sur la période 2011-2012 (Rs : coefficient de Spearman, p le niveau de significativité du coefficient)

La Figure 9-15 présente les différentes teneurs mesurées lors des crues de l'Isère à la station campus durant la période d'étude. On remarque notamment que les teneurs mesurées lors de chacune des chasses de l'Arc sont relativement variables par rapport aux crues naturelles.

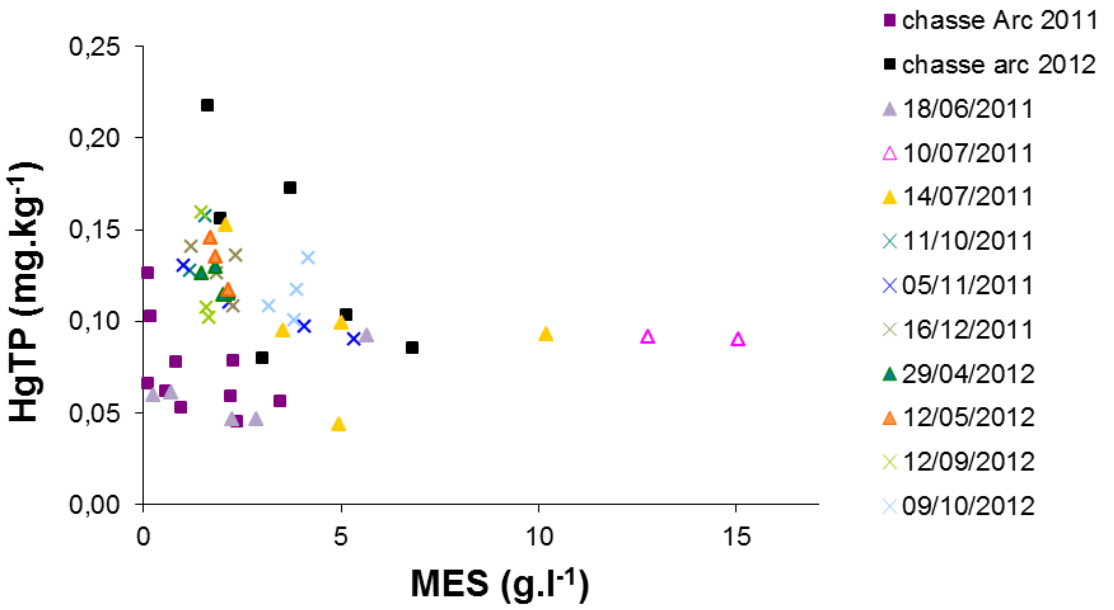


Figure 9-15 : Teneurs en HgTP mesurées lors de l'ensemble des événements de fort transport sédimentaire suivis sur l'Isère à la station campus

Les concentrations en HgT_D tendent à diminuer avec la concentration en COD, mais aucune corrélation significative n'est observée (Figure 9-16a) ni avec le débit (Figure 9-16b).

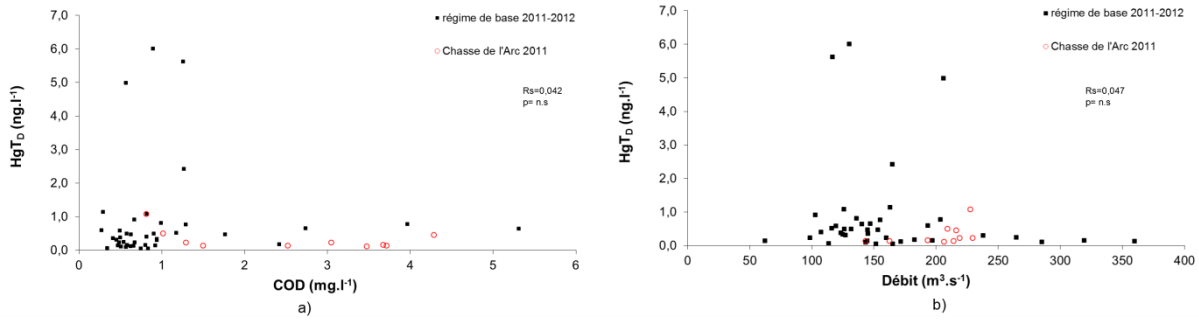


Figure 9-16 : Concentrations en HgTD en fonction des concentrations en COD à la station Isère campus

Nous allons maintenant nous intéresser aux concentrations en mercure mesurées dans le système d'assainissement.

9.2.Dans les rejets urbains

9.2.1. En sortie de Step

Les concentrations en mercure mesurées en sortie de Step par temps sec sont de 1,05 ± 0,33 $mg.kg^{-1}$ en phase particulaire. Les concentrations mesurées en phase dissoute sont de (3,6 ± 1,2) $ng.L^{-1}$, ce qui est inférieur aux valeurs mesurées dans le cadre du projet AMPERES [6](20 ± 40 $ng.L^{-1}$) [*Choubert et al.*, 2011] (Figure 9-17). La valeur moyenne de MeHg

[6] Issu du programme ANR PRECODD 2005 (écotechnologies et développement durable), AMPERES-Analyse de Miccropolluants Prioritaires et Emergents dans les Rejets et les Eaux Superficielles est un projet de

(0,227 ± 0,027 ng.L^{-1}) est proche des concentrations mesurées en sortie de stations d'épuration américaines par Balogh et Nollet (2008) (0,029 ± 0,006 ng.L^{-1}).

Les teneurs mesurées en sortie de Step en fonctionnement de temps de pluie sont trois fois plus élevées qu'en temps sec. Ceci peut provenir d'un rendement de traitement inférieur en temps de pluie, dû à un temps de séjour inférieur à celui en temps sec, toutefois le faible nombre de mesures nécessiterait des mesures complémentaires pour le confirmer. Les concentrations mesurées dans les boues déshydratées issues du traitement des eaux sont de 1,1 ± 0,4 mg.kg^{-1} en 2011 et 0,9 ± 0,4 mg.kg^{-1} en 2012 (Données SDA). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que dans les MES en sortie de Step, indiquant donc que la Step est un contributeur potentiel non négligeable de HgT_D et HgT_P.

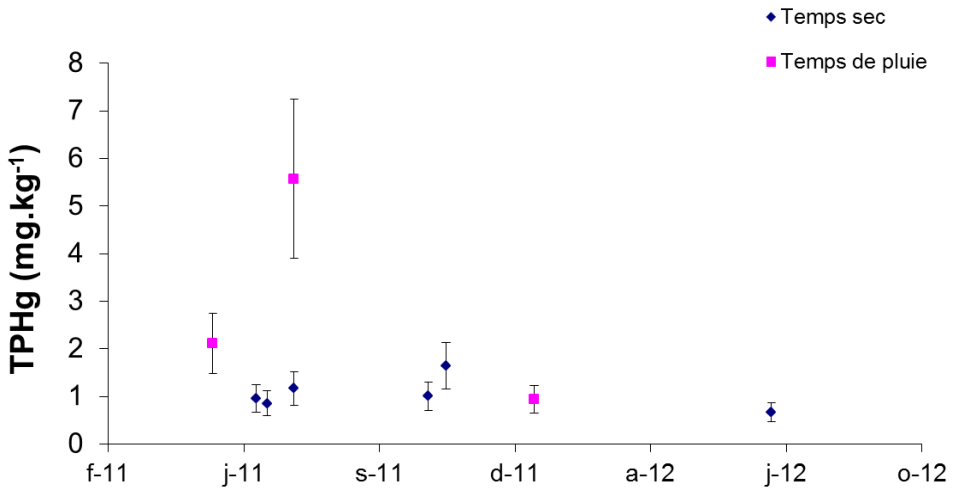


Figure 9-17 : Concentrations en HgTP en sortie de Step par temps sec et par temps de pluie (échantillon composite 24 h en temps sec et sur la durée du déversement en temps de pluie)

9.2.2. Au niveau des déversoirs d'orage (DO)

La teneur moyenne en HgTP mesurée dans les DO est de 2,0 ± 1,6 mg.kg^{-1} (Figure 9-18). Exprimées en concentration, ces valeurs sont de 0,35 ± 0,48 µg.L^{-1}, ce qui est proche des valeurs mesurées dans des eaux de ruissellement en Angleterre (0,29 à 0,82 µg.L^{-1}) [*Rule et al.*, 2006]. Compte tenu du faible nombre de valeurs (n=3) par DO, nous utiliserons pour les calculs de flux la concentration moyenne issue de ces mesures pour l'ensemble des DO. D'autre part, ne disposant pas de mesure au niveau du DO Step, la concentration moyenne mesurée en entrée de la Step sera utilisée pour estimer les flux déversés au niveau du DO Step.

recherche qui a conduit à l'évaluation des performances d'élimination des filières d'épuration conventionnelles pour les eaux et les boues, ainsi que de certaines filières avancées pour le traitement de l'eau

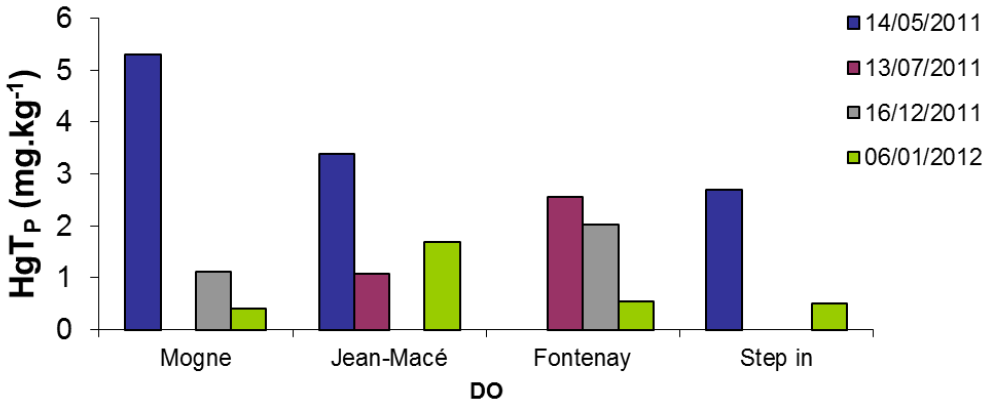


Figure 9-18 : Concentrations en mercure particulaire dans les principaux DO et en entrée de la Step d'Aquapole lors de quatre des neuf pluies échantillonnées

Seul le mercure particulaire a pu être mesuré dans les RUTP, nous ne pourrons donc pas estimer les flux de mercure dissous (HgT_D et MeHg) déversés par les DO. Les valeurs de mercure dissous dans des eaux de ruissellement recensées dans la littérature varient entre et 0,5 et 10 $ng.L^{-1}$ pour le HgT_D [*Eckley and Branfireun*, 2008]. Toutefois, cette même étude a montré que le transport particulaire était dominant dans le transport du mercure dans les eaux de ruissellement (84± 8 %).

9.3.Flux de mercure

9.3.1. Synthèse des flux de mercure transités dans le milieu récepteur

9.3.1.1. Proportion des différentes formes de mercure et flux à l'échelle annuelle

Les flux de mercure particulaire ont été calculés au pas de temps horaire (Drac et Isère aval) ou demi horaire (campus) en appliquant l'hypothèse des teneurs constantes entre deux prélèvements sur la période de suivi (avril 2011 à juillet 2012) (Méthode M2). Afin d'estimer les flux annuels 2011 et 2012, les flux sur les périodes non échantillonnées (janvier à mars 2011 et août à décembre 2012) ont été calculés en appliquant la teneur moyenne par station observée sur la période de suivi (Méthode M1) (voir Chapitre 2, paragraphe 5.1.2.1). Les flux de mercure total ont été calculés par la formule de Walling et Webb (1985), et ceux de méthyl mercure pour lesquels on dispose de peu de données ont été calculés par la méthode M1 (moyenne sur la période d'étude multipliée par le flux mesuré).

Les flux de HgT_P estimés dans l'Isère à l'amont de l'agglomération sont de 123 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 215 $kg.an^{-1}$ en 2012, ce qui est cohérent avec les flux de MES respectifs (Tableau 9-4). Les flux issus du Drac sont estimés à 78 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 64 $kg.an^{-1}$ en 2012 et ne suivent pas les tendances des flux de MES dans le Drac. Enfin, les flux calculés à l'aval de l'agglomération sont de 200 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 271 $kg.an^{-1}$ en 2012 (Tableau 9-4). Les bilans à l'échelle du bassin sont donc équilibrés pour les flux de HgT_P en 2011 (-1 %) et 2012 (-3 %) malgré la forte incertitude associée au flux de mercure, principalement due à la grande variabilité des teneurs observées sur l'Isère en aval et sur le Drac.

Une étude des flux de mercure à l'échelle du bassin du Rhône a estimé le flux de HgT_P de l'Isère sur l'année hydrologique 2011-2012 à 161,5 $kg.an^{-1}$ à partir des concentrations mesurées lors du suivi AE « Eau et MES » entre 2000 et 2009 [*Launay*, 2014]. Afin d'obtenir un bilan équilibré à l'échelle du bassin du Rhône, pour lequel un suivi de l'ensemble des affluents excepté l'Isère a été effectué, cette même étude réévalue le flux de HgT_P apporté par l'Isère à 394 $kg.an^{-1}$. La valeur de HgT_P estimée à partir de nos mesures sur la même période dans l'Isère à l'aval de Grenoble est de 251 $kg.an^{-1}$, ce qui est intermédiaire entre les deux estimations. Compte tenu des apports aval susceptibles de s'ajouter à ce flux, l'ensemble de ces estimations paraît donc cohérent.

En 2011, les flux de HgT_D transités par l'Isère amont et par le Drac sont équivalents et estimés à 5 $kg.an^{-1}$, pour un flux d'eau du Drac deux fois plus faible que celui de l'Isère, (Tableau 9-4). En 2012, le flux moyen transité par le Drac est supérieur à celui de l'Isère amont, malgré un flux d'eau toujours deux fois plus faible. Ces résultats semblent mettre en évidence l'impact du niveau de concentration en HgT_D supérieur dans le Drac à celui de l'Isère. Toutefois, l'incertitude liée à ces estimations étant supérieure à 100 %, il reste difficile de conclure sur la base de ces résultats.

Les flux calculés dans l'Isère à l'aval de l'agglomération varient d'un facteur deux entre 2011 et 2012 (17 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 9 $kg.an^{-1}$ en 2012), bien que le flux d'eau ait été inférieur en 2011 (Tableau 9-4). De plus, le bilan de HgT_D amont/aval est largement excédentaire en 2011 (+26 %) indiquant de possibles apports extérieurs à l'aval des points de suivi amont. Le bilan en 2012 est en revanche équilibré (+5 %), tout comme le bilan hydrique.

La proportion des flux de mercure sous forme méthylée est estimée entre 1 et 6 % sur l'ensemble du bassin. Le bilan de flux du MeHg est déficitaire en 2011 (-37 %) et excédentaire en 2012 (+14 %) (Tableau 9-4). Des effets de sédimentation, remobilisation et méthylation des sédiments dans la retenue peuvent être à l'origine de ces écarts. En effet, les sédiments peuvent être à la fois un puits ou une source secondaire de mercure (par méthylation). Cependant, ces différences sont dans l'ordre de grandeur des incertitudes et ne sont donc pas significatives.

Les flux totaux de mercure transportés par l'Isère à l'aval de l'agglomération grenobloise sont estimés à 214 et 282 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 2012, dont deux tiers sont issus du bassin amont de l'Isère en 2011, et trois quarts en 2012 (Figure 9-19). Les flux de mercure sous forme particulaire représentent entre 90 et 98 % des flux annuels sur l'Isère et le Drac à l'amont et à l'aval de l'agglomération, confirmant bien la prédominance des flux particulaires sur notre site (Tableau 9-4).

Tableau 9-4 : Synthèse des flux d'eau, de MES et de HgTP, HgTD et MeHg dans le milieu naturel en 2011 et 2012

		Isère campus	Drac	Isère aval agglomération	Ecart (Aval-Amont) /Aval
Surface du bassin versant (km²)		*5 570*	*3 550*	9 400	
Flux d'eau (10^9 $m^3.a^{-1}$)	**2011**	4,0	2,1	6,4	5%
	2012	6,5	3,1	9,1	-5%
Flux de MES (10^6 $t.a^{-1}$)	**2011**	1,0	0,167	1,0	-14%
	2012	1,6	0,174	2,0	10%
Flux de HgTP ($kg.an^{-1}$)	**2011**	**123**	**78**	**200**	**-1%**
Incertitude sur le flux		*82%*	*100%*	*100%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		22,1	22,0	21,3	
Flux de HgTP ($kg.an^{-1}$)	**2012**	**215**	**64**	**271**	**-3%**
Incertitude sur le flux		*100%*	*100%*	*100%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		38,5	18,1	28,8	
Flux de HgTD ($kg.an^{-1}$)	**2011**	**5**	**5**	**14**	**26%**
Incertitude sur le flux		*68%*	*68%*	*60%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		0,9	1,4	1,5	
Flux de HgTD ($kg.an^{-1}$)	**2012**	**4**	**6**	**11**	**5%**
Incertitude sur le flux		*100%*	*100%*	*100%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		0,7	1,8	1,1	
Flux de MeHg ($kg.an^{-1}$)	**2011**	**0,08**	**0,05**	**0,10**	**-37%**
% flux dissous		2%	1%	1%	
Incertitude sur le flux		*100%*	*100%*	*100%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		0,02	0,01	0,01	
Flux de MeHg ($kg.an^{-1}$)	**2012**	**0,22**	**0,11**	**0,39**	**14%**
% flux dissous		6%	2%	4%	
Incertitude sur le flux		*100%*	*100%*	*100%*	
Flux spécifique ($g.an^{-1}.km^{-1}$)		0,04	0,03	0,04	
Flux HgT ($kg.an^{-1}$)	**2011**	**128**	**83**	**214**	**1%**
% flux particulaire		96%	94%	94%	
Flux HgT ($kg.an^{-1}$)	**2012**	**218**	**71**	**282**	**-3%**
% flux particulaire		98%	91%	96%	

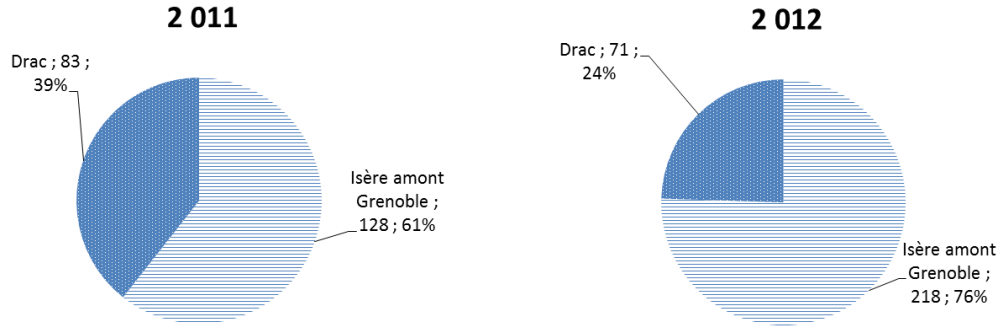


Figure 9-19 : Flux de HgT ($kg.an^{-1}$) apportés par le Drac et par l'Isère et proportion dans le flux de l'Isère à l'aval de Grenoble

9.3.1.2. Contribution des événements de fort transport sédimentaire

Les flux de HgT_P des épisodes de fort transport sédimentaire ont été calculés en émettant l'hypothèse des teneurs constantes entre deux prélèvements durant la durée de l'épisode. Les valeurs moyennes sur la période d'étude ont été appliquées pour les crues non échantillonnées. L'ensemble de ces événements (dont la concentration en MES dépasse 2 $g.L^{-1}$) représentent entre dix et vingt jours en cumulé sur l'année (voir Chapitre 3, paragraphe 6.1.2.3). Leur contribution totale au flux de HgT_P annuel transité à la station campus est d'environ 38 % en 2011 et 35 % en 2012 (Tableau 9-5).

Ces proportions sont similaires à la contribution au flux de MES de ces événements, confirmant bien la prépondérance des variations de concentration en MES devant celle des teneurs en mercure sur l'estimation des flux en crue.

Tableau 9-5 : Contributions des épisodes de fort transport sédimentaire (concentration en MES supérieure à 2 $g.L^{-1}$) au flux de HgTP transité dans l'Isère au campus

	Date	Type d'événement	Durée	Nombre d'échantillons	Flux MES (t)	Flux liquide (10^6 m^3)	HgTP (kg)	% Flux annuel
2011	26/05/2011	Lave torrentielle Maurienne	12h	8	5 339	6	1	1%
	07/06/2011	Chasse Arc 2011	1 j	x	15 531	15	1	1%
	18/06/2011	crue de printemps	1,5 j	9	100 119	61	7	6%
	10/07/2011	Lave torrentielle Maurienne	10h	11	23 898	5	2	2%
	14/07/2011	Crue d'été	1 j	8	47 292	18	4	3%
	17/07/2011	Crue d'été	1,5 j	x	90 907	32	14	11%
	23/08/2011	Lave torrentielle Saint-Julien	12 h	4	31 568	7	3	3%
	11/10/2011	Crue d'automne	1,5 j	19	16 091	19	2	2%
	05/11/2011	Crue d'automne	1,5 j	5	43 732	18	4	4%
	17/12/2011	Crue d'automne	1,5 j	x	52 271	38	7	5%
2012	28/04/2012	crue de printemps	3,25 j	10	167 016	96	23	11%
	13/05/2012	crue de printemps	2 j	4	108 440	71	12	5%
	06/06/2012	chasse Arc 2012	1 ,5 j	4	71 106	45	7	3%
	12/09/2012	crue d'été	1 j	4	50 997	53	4	2%
	09/10/2012	crue d'automne	1,5 j	10	71 459	31	9	4%
	05/11/2012	crue d'automne	1,5 j	x	24 502	24	4	2%
	10/11/2012	crue d'automne	1,75 j	x	112 234	54	16	7%

9.3.1.3. Flux instantanés de mercure dans l'Isère et le Drac

Les flux de HgT_P ont été reconstitués au pas de temps horaire à partir de la méthode des teneurs constantes entre deux prélèvements (M2) afin de comparer ces flux avec les rejets du système d'assainissement. Les flux de HgT_P calculés au pas de temps horaire sont extrêmement variables avec des teneurs comprises entre 0,22 et 1713 $g.h^{-1}$ sur l'Isère à l'amont de Grenoble, entre 0,06 et 2688 $g.h^{-1}$ dans le Drac et entre 0,01 et 3406 $g.h^{-1}$ dans l'Isère à l'aval de l'agglomération (Tableau 9-6).

Tableau 9-6 : Valeurs extrêmes des flux de HgTP horaires calculés dans le milieu récepteur à partir de l'hypothèse de la méthode 2 (teneurs constantes)

	Isère Campus		Drac Pont de Claix		Isère aval	
HgTP ($g.h^{-1}$)	2 011	2 012	2 011	2 012	2 011	2 012
min	0,33	0,22	0,08	0,06	0,02	0,01
moy	14	24	9	7	22	29
max	1 713	1 270	2 688	1 464	3 406	2 308

9.3.2. Flux transités dans le système d'assainissement

9.3.2.1. Estimation des flux annuels déversés par la Step en temps sec et en temps de pluie

La proportion des rejets par le DO Step est estimée à 5 % et celle du bypass amont écrêtage entre 12 et 17 % (Figure 9-20), soit un peu plus que les proportions de flux de MES respectives de chacun (Tableau 9-7). La part de mercure rejeté par les eaux traitées en temps de pluie et en temps sec est équivalente (40 %), alors que les flux de MES respectifs représentent 23 et 63 à 67 % du rejet total de MES de la Step. Ceci résulte des teneurs supérieures mesurées sur trois campagnes de temps de pluie uniquement, et ces proportions méritent donc d'être vérifiées. La quantité de HgT_P rejetée en temps de pluie par les eaux déversées sans traitement ou après prétraitement représente entre 17 et 22 % du rejet annuel de la Step, déversés par le DO Step durant 5 à 8 % du temps et par l'écrêtage amont en 14 à 16 % du temps.

L'estimation de la contribution de la phase particulaire et dissoute dans les rejets de mercure a été estimée sur les rejets de temps sec de la Step. Le mercure rejeté sous forme particulaire représente 90 % de l'ensemble du mercure déversé en temps sec par la Step (Figure 9-21). La part du méthylmercure dans le flux de HgT_D est d'environ 7 %.

Les flux de HgT_P ont été estimés au niveau des différents rejets de la Step. La somme des flux de HgT_P déversés à l'Isère par la Step a été estimée comprise entre 1,34 et 9,44 $kg.an^{-1}$ en 2011 et entre 1,07 et 7,39 $kg.an^{-1}$ en 2012.

La quantité de mercure retenue dans les boues d'épuration a été estimée à partir des teneurs moyennes sur quinze jours mesurées dans le cadre de la réglementation sur les boues déshydratées (0,9 ± 0,4 $mg.kg^{-1}$ en 2011 et 1,1 ± 0,4 $mg.kg^{-1}$ en 2012) et de la quantité de boue produite annuellement en sortie de la Step (7366 et 7469 t en 2011 et 2012 respectivement). Les flux de HgT_P estimés sont de 7,9 ± 3,2 $kg.an^{-1}$ en 2011 et de 6,8 ± 2,7 $kg.an^{-1}$ (3 à 9,5 $kg.an^{-1}$) en 2012, soit en moyenne deux fois plus que la quantité de HgT_P rejetée par les eaux en sortie de traitement, indiquant un rendement d'épuration supérieur à 65 %, ce qui est proche du rendement d'épuration des MES (75 et 78 % respectivement en 2011 et 2012).

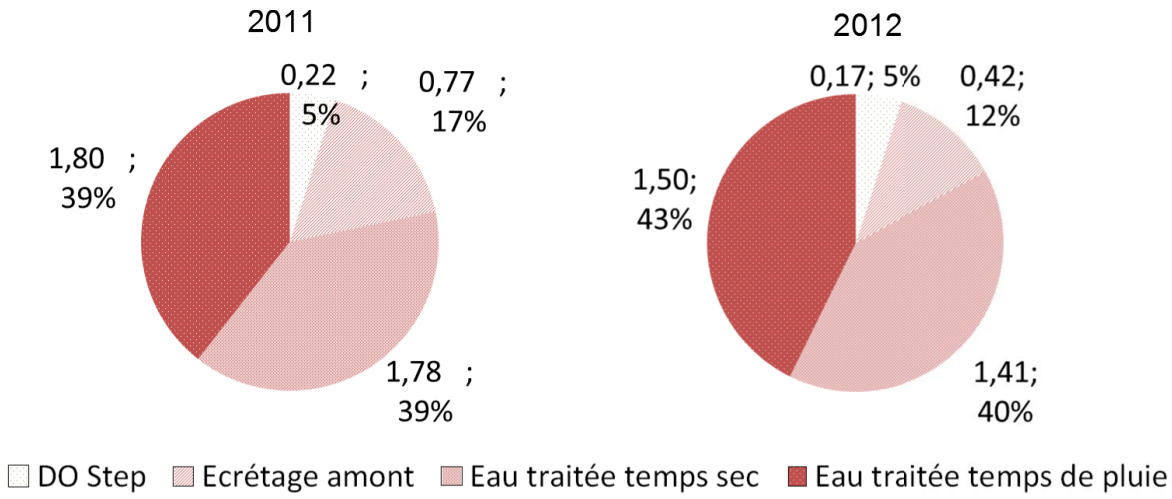


Figure 9-20 : Estimation des flux moyens de HgTP (kg.an^{-1}) déversés par la Step, et contributions au rejet total de chaque type de rejet

Tableau 9-7 : Flux de mercure estimés en sortie de la Step Aquapole en 2011 et 2012 (min-max (moyenne))

	Rejet	Années	% Flux MES total	% Volume d'eau total	HgTP (kg.an^{-1})	HgTD (kg.an^{-1})	MeHg (kg.an^{-1})
Temps de pluie	DO Step	2011	*3%*	0,4%	0,03-0,29 (0,13)	n.d	n.d
		2012	*3%*	0,2%	0,02-0,23 (0,10)	n.d	n.d
	Ecrétage amont	2011	*11%*	1,2%	0,10-1,0 (0,46)	n.d	n.d
		2012	*7%*	1,2%	0,06-0,55 (0,25)	n.d	n.d
	Eau traitée	2011	*23%*	*19%*	0,41-4,48 (1,78)	n.d	n.d
		2012	*23%*	*22%*	0,32-3,56 (1,41)	n.d	n.d
Temps sec	Eau traitée	2011	*63%*	79%	0,80-3,67 (1,80)	0,10-0,20 (0,15)	0,009-0,010 (0,010)
		2012	*67%*	77%	0,67-3,05 (1,5)	0,11-0,22 (0,17)	0,010-0,011 (0,011)
Annuel	Rejet total Step	2011	100%	100%	1,34-9,44 (4,17)	n.d	n.d
		2012	100%	100%	1,07-7,39 (3,27)	n.d	n.d

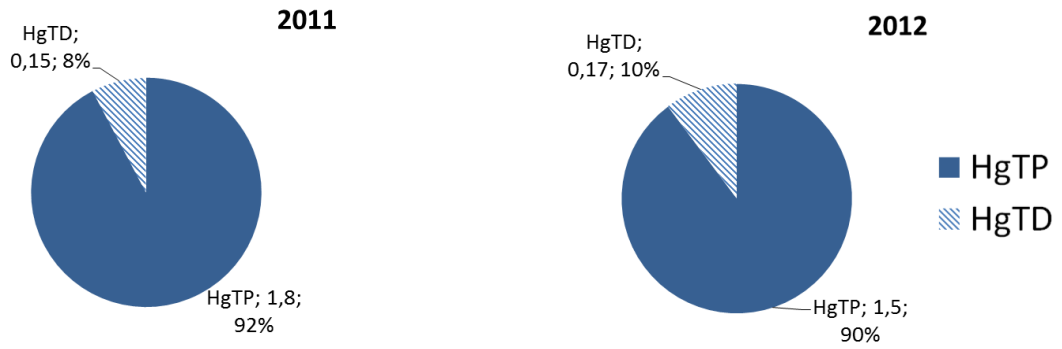


Figure 9-21 : Estimation des flux moyens de HgTP et HgTD (kg.an^{-1}) dans les rejets d'eaux traitées en temps sec à la Step, et pourcentage du flux total

9.3.2.2. Estimations des flux déversés par les DO

a) Flux spécifiques événementiels de HgT_P

Les flux spécifiques de HgT_P déversés par les DO varient de 8 mg.ha^{-1} au DO Mogne lors de la pluie du 14 mai 2011 à 146 mg.ha^{-1} au DO Fontenay durant la pluie du 13 juillet 2011 (Tableau 9-8), pluie d'occurrence de cumul annuelle enregistrée au plus fort pluviomètre (43 mm).

Tableau 9-8 : Calcul des flux et flux spécifiques de HgTP aux trois principaux DO lors de quatre des neuf campagnes de temps de pluie pour lesquelles nous avons pu réaliser des mesures de HgTP

	Date	14/05/2011	13/07/2011	16/12/2011	05/01/2012
	Temps de déversement	14h-2h	10h30-16h	12h-21h	11h-00h
Flux HgTP (g)	Mogne	3		5	4
Flux spécifiques HgTP (mg.ha^{-1})		*8*	*n.d*	*16*	*12*
Flux (g)	Jean macé		13		5
Flux spécifiques HgTP (mg.ha^{-1})		n.d	120	n.d	51
Flux (g)	Fontenay 1		24	9	3
Flux spécifiques HgTP (mg.ha^{-1})		n.d	146	56	17

b) Estimation des flux annuels de HgT_P

L'ensemble des DO ont rejeté entre 0,28 et 6,62 kg de mercure particulaire en 2011 et entre 0,38 et 9,08 kg en 2012, dont plus de 85 % par les DO principaux (Tableau 9-9).

Tableau 9-9 : Charges moyennes, minimum et maximum déversées annuellement par l'ensemble des DO

HgTP (kg.an^{-1})	2011	2012
DO principaux	1,68 (0,2-5,75)	2,38 (0,33-7,81)
DO secondaires	0,14 (0,02-0,48)	0,22 (0,03-0,75)
DO < 2 000 EH	0,11 (0,02-0,38)	0,15 (0,02-0,52)
Total DO	1,93 (0,28-6,62)	2,65 (0,38-9,08)

9.3.2.3. Synthèse des flux déversés par le système d'assainissement

Les DO contribuent pour 30 à 45 % de l'ensemble des rejets de HgT_P sur 2011 et 2012 (Figure 9-22). On observe que 6 à 10 % du flux total de mercure particulaire ont été déversés au niveau du DO Step et de l'écrêtage de la Step. Enfin, les rejets d'eaux traitées (par temps sec et par temps de pluie) représentent 50 à 60 % du flux total de HgT_P rejeté au milieu récepteur.

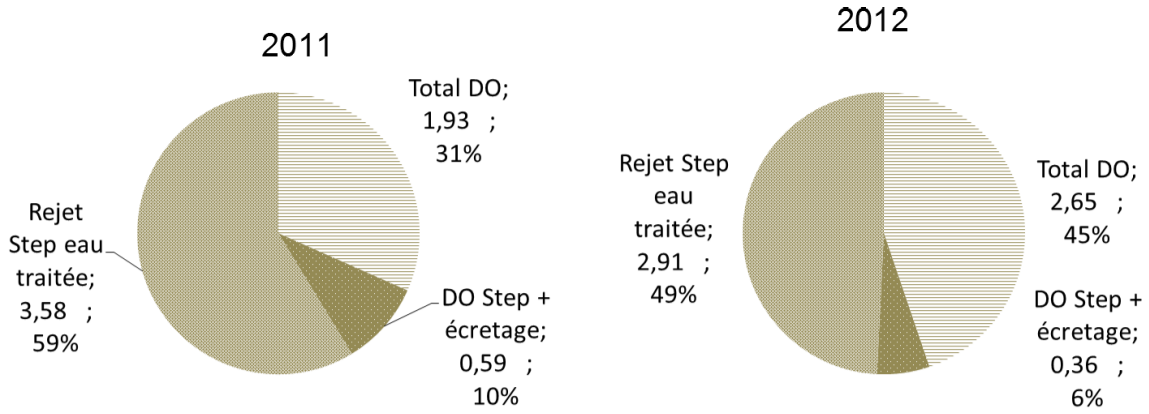


Figure 9-22 : Flux de HgTP (en kg.an^{-1}) et proportions des différents rejets du système d'assainissement

9.3.3. Comparaison des flux

L'estimation des flux moyens déversés à l'échelle annuelle par le réseau indique un impact relativement faible par rapport aux flux transités à l'amont dans le milieu récepteur Isère et Drac. Le système d'assainissement contribuerait à moins de 5 % des flux présents dans l'Isère à l'aval de l'agglomération en moyenne (Figure 9-23a) et à moins de 8 % au maximum en prenant les flux maximum estimés pour les déversements de la totalité du système d'assainissement (Figure 9-23b).

Les flux déversés lors des quatre campagnes de temps de pluie pour lesquelles nous disposons de mesures de HgT_P ont été extrapolés à l'ensemble des déversements afin d'estimer le flux total déversé par les DO lors de chacun de ces quatre événements. La comparaison des flux estimés dans le milieu récepteur en amont sur la durée du déversement et des flux en sortie des DO indique que ces derniers représentent entre 0,2 % lors de l'épisode du 5 janvier 2012 et 4 % lors de la pluie du 13 juillet 2011, pluie échantillonnée de plus fort cumul (cumul d'occurrence annuelle) et de période de temps sec de cinq jours précédant l'événement. De la même façon que pour les ETM, les rejets de mercure particulaire en temps de pluie semblent à peine visibles dans le milieu naturel compte tenu des teneurs présentes à l'amont dans l'Isère et le Drac.

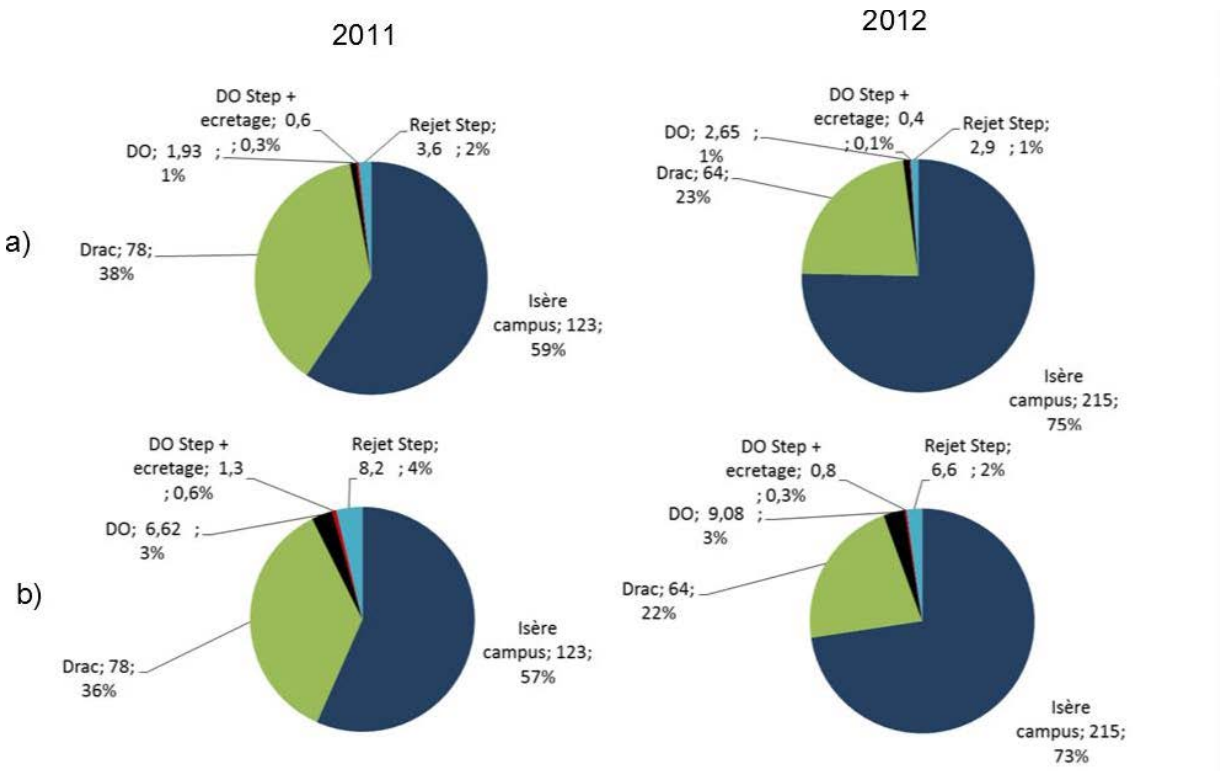


Figure 9-23 : Synthèse des flux transités dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement, exprimés en kg.an-[1] et en pourcentage du flux transporté dans l'Isère à l'aval de Grenoble en 2011 et 2012, borne a) moyenne et b) maximum des flux déversés par le système d'assainissement

Tableau 9-10 : Flux déversés par les DO lors de quatre des campagnes de temps de pluie et transités dans le milieu récepteur à l'amont des déversements sur la même période (n.d : non déterminé, indique que les concentrations n'ont pas été mesurées)

Flux HgTP (kg)	14/05/2011	13/07/2011	16/12/2011	05/01/2012
Heures de déversement	14h-2h	10h30-16h	12h-21h	11h-00h
Mogne	0,003	n.d	0,005	0,004
Jean macé	n.d	0,013	n.d	0,005
Fontenay 1	n.d	0,024	0,009	0,003
Somme DO mesurés	0,003	0,037	0,015	0,012
Somme DO extrapolée	0,006	0,044	0,006	0,000
Total DO	0,009	0,081	0,021	0,013
Isère campus	0,945	1,676	2,528	5,272
Drac	0,052	0,278	0,106	0,623
Somme Milieu récepteur	0,997	1,954	2,634	5,896
% Rejet/Milieu	0,9%	4,1%	0,8%	0,2%

Les niveaux de concentration en mercure dissous (HgT_D) dans le Drac et l'Isère sont inférieurs au seuil d'acceptabilité défini dans les eaux naturelles non contaminées par l'INERIS et l'OMS, (2005) mais sont supérieurs au fond géochimique. De plus, le niveau de concentration en HgT_D dans le Drac est significativement supérieur à celui mesuré dans l'Isère, et impacte ce dernier dès leur confluence. Les niveaux de mercure particulaire (HgT_P) mesurés dans les MES dépassent en revanche le niveau d'acceptabilité des sédiments pour les rivières non contaminées (Ineris, OMS 2005) et sont compris entre les valeurs du Threshold Effect Level (TEL) et du Probable Effect Level (PEL) indiquant entre 25 et 50 % de risque d'observer un effet néfaste pour les organismes. Le niveau de mercure particulièrement élevé en phase dissoute et particulaire dans le Drac à l'amont de Grenoble semble en grande partie d'origine anthropique. L'usine de Chlore Alcali de Jarrie est reconnue comme source d'émission significative au niveau européen. Son activité passée et présente contribue probablement à ce niveau élevé de mercure dans le Drac.

Malgré l'échantillonnage mis en place dans le cadre de cette étude, ce dernier reste ponctuel et ne permet pas de connaître la variabilité des teneurs entre deux prélèvements. De plus, les concentrations en HgT_D et en HgT_P sont particulièrement variables sur l'Isère et sur le Drac. Les estimations associées aux flux de mercure varient ainsi entre 60 et 100 %. Les estimations de flux de HgT_P varient de 100 à 200 $kg.an^{-1}$ dans l'Isère en 2011 et 2012 et de 78 à 64 $kg.an^{-1}$ dans le Drac et celles des flux dissous varient entre 4 et 6 $kg.an^{-1}$ sur les deux rivières.

La part des flux dissous du Drac est estimée équivalente à supérieure aux flux amont dans l'Isère, malgré un flux hydrique moyen deux fois plus faible à celui de l'Isère. Ces résultats semblent mettre en évidence l'impact du niveau de concentration en HgT_D supérieur dans le Drac à celui de l'Isère. Toutefois, la forte incertitude liée à ces estimations ne permet pas de conclure à partir de ces seuls résultats. La contribution du Drac au flux de HgT_P varierait entre 25 % en 2011 et plus de 50 % en 2012, pour une part du flux de MES de seulement 15 % et tend encore une fois à montrer l'influence de la contamination du Drac sur les concentrations élevées en mercure dans l'Isère à l'aval de Grenoble.

Les bilans à l'échelle du bassin sont donc équilibrés pour les flux de HgT_P (-1 %) en 2011 et (-3 %) 2012 malgré la forte incertitude associée au flux de mercure, principalement due à la grande variabilité des teneurs observées sur l'Isère en aval et sur le Drac. Le bilan de flux du MeHg est déficitaire en 2011 (-37 %) et excédentaire en 2012 (+14 %).

L'étude de la spéciation du mercure dans l'Isère et le Drac a confirmé la prédominance du transport associé aux particules en suspension. Ce dernier est estimé compris entre 91 et 94 % du flux total de mercure dans le Drac et entre 94 et 98 % sur l'Isère. La part de transport dissous de mercure sous sa forme la plus toxique, le MeHg, a été estimée entre 1 et 6 % du mercure dissous total, ce qui est faible à modéré.

La contribution des épisodes de fort transport sédimentaire au flux total de HgT_P annuel transité à la station campus est estimée à environ 38 % en 2011 et 35 % en 2012. Ces proportions sont similaires à la contribution de ces événements au flux de MES, confirmant bien la prépondérance des variations de concentration en MES devant celle des teneurs en mercure sur l'estimation des flux en crue en raison des différences non significatives observées entre les teneurs en régime de base et en crue.

Les flux de HgT_P ont été estimés au niveau des différents rejets de la Step. La somme des flux de HgT_P déversés à l'Isère par la Step a été estimée comprise entre 1,34 et 9,44 $kg.an^{-1}$ en 2011 et entre 1,07 et 7,39 $kg.an^{-1}$ en 2012. La contribution de la phase particulaire et dissoute dans les rejets de mercure a été estimée sur les rejets de temps sec de la Step et indique que le mercure rejeté sous forme particulaire représente 90 % de l'ensemble du mercure déversé en temps sec par la Step (Figure 9-21). La part du méthylmercure dans le flux de HgT_D est d'environ 7 %.

Conclusion générale et perspectives

Cette étude s'est consacrée à l'amélioration des connaissances sur les flux de carbone organique (COD, COP), de nutriments (azote et phosphore total) et d'ETM (As, Cu, Cr, Ni, Pb, Zn en phase particulaire et Hg en phase dissoute et particulaire) sur le bassin grenoblois, en lien avec les apports urbains. Elle constitue une première en tant qu'étude des flux déversés par le système d'assainissement de l'agglomération grenobloise croisée à l'étude des flux dans le milieu récepteur Isère et Drac.

1. Etat des lieux de la contamination

La synthèse des données AE existantes sur l'état de contamination du milieu récepteur Isère et Drac a mis en évidence la présence de plusieurs familles de polluants en phase dissoute dont principalement des HAP, un organoétain (le tributylétain-cation) et un métal (le mercure), déclassant l'état de l'Isère et du Drac. Concernant le mercure, les limites de quantification élevées (20 $ng.L^{-1}$) ne permettent pas de suivre cet ETM en phase dissoute dans les rivières non contaminées (environ 2 $ng.L^{-1}$), à l'exception de très fortes concentrations. Ceci explique que le mercure soit très rarement détecté sur le bassin Drac-Isère malgré la présence d'une source significative sur le Drac. Les mesures réalisées dans les autres compartiments suivis (MES, sédiment, bryophytes) ont indiqué la présence d'ETM en quantité supérieure au fond géochimique dans l'Isère et dans le Drac à l'amont de Grenoble (mercure, chrome et nickel) dans les MES ou les bryophytes. Les campagnes RSDE sur la Step d'Aquapole ont indiqué la présence de plusieurs métaux en quantité significative. Enfin, la synthèse des mesures RSDE réalisées sur les rejets d'ICPE sur le bassin de l'Isère ont mis en évidence la présence forte de rejets industriels de métaux sur le « y » grenoblois et dont les éléments les plus rejetés à proximité de l'agglomération grenobloise sont le zinc, le cuivre, le nickel et le chrome. Le croisement de ces données a justifié l'intérêt porté aux ETM dans cette étude. De plus, la localisation d'une source de mercure significative à l'échelle européenne sur le bassin du Drac a motivé le suivi du mercure en phase dissoute et particulaire afin d'étudier sa spéciation dans le milieu aquatique.

2. Stratégie d'observation

La principale difficulté dans l'estimation des flux de contaminants est de disposer de mesures représentatives des variations temporelles de chacun des paramètres permettant de calculer ce flux. L'estimation des flux de nutriments et de carbone organique dissous nécessite donc de disposer des données de débits et de concentrations dans le milieu à un pas de temps représentatif. Concernant les contaminants particulaires, la concentration en MES et leur teneur en contaminant doivent également être connues avec précision.

Notre suivi du milieu naturel s'est appuyé sur la mesure en continu du débit et de la turbidité sur le Drac et sur l'Isère à l'amont direct de Grenoble et sur l'Isère à l'aval proche de l'agglomération. Les concentrations en MES ont ainsi pu être calculées au pas de temps horaire à partir de relations MES-turbidité établies en chacun des sites à l'aide de mesures ponctuelles (prélèvements automatiques). Afin de compléter ces données, un suivi spatialisé des teneurs en nutriments, carbone organique et ETM a été mis en place à une fréquence de 15 jours en quatre points encadrant les principaux rejets de l'agglomération. La station Isère campus à l'amont de Grenoble a fait l'objet d'un suivi particulier des épisodes de crues, à l'aide de prélèvements automatiques au pas de temps horaire (lors des événements de concentration en MES supérieure à 2 $g.L^{-1}$). De plus, une sonde spectrométrique a été placée à la station campus afin d'en tester l'intérêt pour le suivi des concentrations de carbone particulaire et en éléments dissous sur l'Isère.

En parallèle de ce suivi, nous avons bénéficié dans le cadre de l'élaboration du Schéma Directeur de l'agglomération de l'instrumentation des DO de l'agglomération durant 8 mois. Les campagnes de temps sec et de temps pluie menées ont permis de vérifier et corriger les formules de calculs de débit à partir des capteurs de hauteur d'eau dans certains DO. De plus, neuf campagnes de prélèvements des RUTP sur les DO et en sortie de la Step ont été menées lors d'épisodes pluvieux représentatifs des différents types de pluies observés. Ces mesures ont permis d'étudier la variabilité des rejets sur les différents sous-bassins du réseau de collecte et d'estimer les charges déversées à la fois par le réseau et par la Step. Les débits déversés par les principaux DO sont mesurés en continu et permettent d'estimer les volumes totaux déversés par les DO. Le test d'une instrumentation de sonde de turbidité a été mené durant quatre mois dont un retenu pour analyser la relation MES /turbidité. Cette première approche de mesure en continu a mis en évidence la grande variation de la relation de calibration MES/turbidité, de ce fait le nombre de campagnes et l'échantillonnage s'est avéré insuffisant pour caractériser ces relations.

3. Incertitudes liées aux calculs de flux

Les incertitudes liées aux estimations de flux de MES, DCO, DBO_5, NTK et Ptot mesurés quotidiennement en sortie de Step restent importantes (supérieures à 80 %) en raison de l'incertitude liée à la composition d'un échantillon moyen journalier, à la variabilité des paramètres ainsi qu'à l'incertitude sur les débits au niveau du DO Step. Les incertitudes liées à l'estimation des flux d'ETM, à partir d'un nombre restreint de mesures sont quant à elles supérieures à 100 % et fournissent uniquement des ordres de grandeur. En sortie des DO, les estimations de flux à partir de mesures de débit en continu, et de mesures ponctuelles de concentrations en MES, ETM, carbone et nutriment restent également grossières. En effet, il est difficile de déterminer la gamme de variabilité des paramètres étudiés à partir des neuf campagnes de mesures en temps de pluie. Toutefois, ces estimations ont tout de même permis de fixer des ordres de grandeur des déversements du réseau et d'estimer les contributions respectives de la Step et des DO dans les rejets urbains.

Malgré l'échantillonnage du milieu récepteur mis en place dans le cadre de cette étude, ce dernier reste ponctuel et ne permet pas de connaître la variabilité des teneurs entre deux prélèvements. Les flux dissous ont été calculés par les formules préconisées et classiquement utilisées. Nous avons choisi d'appliquer l'hypothèse des teneurs constantes entre deux prélèvement pour les ETM, les flux sont alors calculés à partir des chroniques de MES et de débits, pour lesquels on dispose d'un suivi en continu.

Les incertitudes globales liées au calcul de flux de MES par l'application d'une relation entre MES et turbidité ont été recalculées en considérant des erreurs sur les mesures de débit et turbidité corrélées à l'échelle d'une journée, ce qui semble plus représentatif de l'échelle de variabilité des erreurs observées à la station Isère campus. Les incertitudes globales calculées sont supérieures à celles calculées jusqu'à présent à partir d'erreurs non corrélées (de l'ordre de 3 %) et sont d'environ 15 %. Le même travail a été effectué sur l'estimation des erreurs de flux de COP liées à l'utilisation d'une relation MES-COP et MES-turbidité et a montré que les incertitudes globales étaient proches de 30 % en supposant les erreurs corrélées à l'échelle de la journée, contre moins de 7 % en supposant que les erreurs sont non corrélées.

4. Variabilité spatio-temporelle dans le milieu naturel

L'étude du fonctionnement hydrosédimentaire de l'Isère et du Drac a mis en évidence l'importante variabilité des concentrations en MES dans le milieu récepteur à l'échelle annuelle et événementielle. Les concentrations en MES peuvent ainsi varier de 3 à 4 ordres de grandeur durant l'année, tandis que les débits varient d'un ordre de grandeur. La majorité du transport sédimentaire sur l'Isère et le Drac s'effectue en un temps relativement court (90 % du flux annuel de MES transite en un tiers du temps) réparti principalement entre mai et juillet et entre novembre et décembre. Il en résulte que les conditions du milieu récepteur lors des différents événements pluvieux déversants sont très variables et déterminent fortement l'importance relative des flux de MES déversés par le réseau urbain. L'année 2011 a été une année hydrologique sèche sur l'Isère et le Drac avec des débits écoulés inférieurs d'environ 30 % aux débits moyens interannuels, et l'année 2012 fut une année hydrologique moyenne. Les flux spécifiques de MES moyens sur la période d'étude sont de l'ordre de 271 $t.km^{-2}.an^{-1}$ sur l'Isère à l'amont de Grenoble, de 45 $t.km^{-2}.an^{-1}$ sur le Drac, et de 201 $t.km^{-2}.an^{-1}$ dans l'Isère à l'aval de l'agglomération. Les flux journaliers observés en 2011-2012 ont varié d'un facteur 1000 à la station campus, à un facteur 30 000 dans le Drac montrant la très forte variabilité sur ces rivières.

Le suivi du milieu a montré de faibles variations spatiales pour les paramètres globaux entre les différentes stations de suivi dans le milieu naturel (inférieures à un facteur 2) et d'importantes variations temporelles au sein de chaque site. Les calculs d'incertitudes liés aux flux sont de l'ordre de 30 à 50 % dans l'Isère et le Drac.

Les niveaux de teneurs en ETM dans les MES de l'Isère et du Drac mesurés lors de cette étude ne sont pas préoccupants au vu des seuils de toxicité de référence. Toutefois la

quantité importante de MES transportée dans l'Isère en fait l'un des principaux contributeurs de MES du Rhône et est donc susceptible de représenter une part significative des apports à la Méditerranée.

Les niveaux de concentration en mercure dissous (HgT_D) dans le Drac et l'Isère sont inférieurs au seuil d'acceptabilité défini dans les eaux naturelles non contaminées par l'INERIS et l'OMS (2005) mais sont supérieurs au fond géochimique. De plus, le niveau de concentration en HgT_D dans le Drac est significativement supérieur à celui mesuré dans l'Isère et impacte ce dernier dès leur confluence. Les niveaux de mercure particulaire mesurés dans les MES dépassent en revanche le niveau d'acceptabilité des sédiments pour les rivières non contaminées et sont compris entre les valeurs du PEL et du TEL indiquant entre 25 et 50 % de risque d'observer un effet néfaste pour les organismes. Le niveau de mercure particulièrement élevé en phase dissoute et particulaire dans le Drac à l'amont de Grenoble semble en grande partie d'origine anthropique. L'usine de Chlore Alcali de Jarrie est reconnue comme source d'émission significative au niveau Européen. Son activité passée et présente contribue certainement à ce niveau élevé de mercure dans le Drac.

5. Variabilité spatio-temporelles dans le système d'assainissement

Des variations spatiales et temporelles importantes des concentrations en nutriments (NTK, Ptot) et en DBO_5 et DCO ont été observées dans les RUTP lors des campagnes de temps de pluie. Une importante variation spatiale a notamment été mise en évidence au sein des quatre principaux DO et entre ces DO principaux et les autres DO. La variabilité temporelle apparait plus importante en sortie du DO Step, particulièrement pour certains ETM.

Les mesures effectuées dans les rejets de la Step indiquent selon les paramètres une variabilité modérée en temps sec et en temps de pluie (inférieure à un facteur 8) avec des concentrations mesurées par temps de pluie supérieures à celles mesurées par temps sec.

6. Estimation des flux transités dans le milieu naturel

Les ordres de grandeur des flux estimés dans le milieu récepteur varient de quelques milliers de tonnes de COP, DBO_5 et DCO à quelques centaines de tonnes de Ptot et NTK. Les flux d'ETM estimés dans l'Isère et dans le Drac sont de l'ordre de quelques dizaines de tonnes et varient fortement entre 2011 et 2012.

Les estimations de flux de HgTP varient de 100 à 200 $kg.an^{-1}$ dans l'Isère en 2011 et 2012 et de 78 à 64 $kg.an^{-1}$ dans le Drac et celles des flux dissous varie entre 4 et 6 $kg.an^{-1}$ sur les deux rivières. L'étude de la spéciation du mercure dans l'Isère et le Drac a confirmé la prédominance du transport associé aux particules en suspension. Le transport de mercure sous forme particulaire est estimé compris entre 91 et 94 % du flux total de mercure dans le Drac et entre 94 et 98 % sur l'Isère. La part de transport dissous de mercure sous sa forme la

plus toxique, le MeHg, a été estimée entre 1 et 6 % du mercure dissous total, ce qui reste faible à modéré.

Part Isère/Drac

Les apports en nutriments et carbone du Drac sont d'environ un tiers, ce qui est cohérent avec sa contribution au flux hydrique de l'Isère. De même, la contribution du Drac aux flux d'ETM particulaires en amont de l'agglomération a varié entre 11 et 21 % en 2011 et entre 6 et 12% en 2012, et est équivalente à sa contribution au flux de MES (14 % en 2011 et 10 % en 2012).

En revanche, la part des flux de HgT_D du Drac est estimée équivalente à supérieure aux flux amont dans l'Isère, et sa contribution au flux de HgT_P varierait entre 25 % en 2012 et plus de 50 % en 2012. Ces résultats mettent en évidence l'impact du niveau de concentration en HgT_D et HgT_P dans le Drac sur les concentrations élevées en mercure dans l'Isère à l'aval de Grenoble.

Contribution des épisodes de fort transport

La contribution des épisodes de fort transport sédimentaire étudiés à la station Isère campus (concentration en MES > $2 g.L^{-1}$) au flux total de MES a été estimée à 41 % en 2011 et 33 % en 2012 (en seulement 3 % du temps). L'échantillonnage des deux tiers de ces flux en 2011 et de 80 % en 2012 ont permis d'estimer la part de ces événements aux flux annuels d'ETM dont le HgT_P. Elle a été estimée entre 30 et 50 % du flux annuel en 2011 et aux alentours de 30 % en 2012 selon les ETM. Les chasses hydrauliques de l'Arc ont contribué à hauteur de 1 à 2 % du flux d'ETM particulaires en 2011 et de 4 à 5 % en 2012.

Ces proportions sont similaires à la contribution de ces événements au flux de MES, confirmant bien la prépondérance des variations de concentration en MES devant celle des teneurs en ETM et en HgT_P sur les flux en crue.

7. Estimation des flux transités dans le système d'assainissement

Flux totaux

Les flux estimés en sortie du système d'assainissement sont de l'ordre du millier de tonnes de DCO et DBO_5 et de la centaine de tonnes de NTK et Ptot.

Les flux d'ETM particulaires estimés en sortie du système d'assainissement sont de l'ordre de quelques kilogrammes à quelques tonnes selon les éléments, soit moins d'un milligramme par hectare à près de 100 $mg.ha^{-1}$, ce qui pour la plupart des ETM est proche des valeurs observées dans les réseaux parisiens. Les flux spécifiques d'arsenic, de nickel et de chrome sont légèrement supérieurs aux valeurs disponibles dans la littérature, indiquant de possibles sources sur le bassin. Toutefois, l'incertitude importante liée à ces estimations nécessite des investigations supplémentaires avant de tirer des conclusions. La mise en place

de la deuxième phase d'Aquapole Zone propre[7] permettra de préciser les sources de ces éléments sur le bassin amont.

Les ordres de grandeur des flux de HgTP en sortie de la Step sont de 3 et 4 $kg.an^{-1}$ en 2011 et 2012 dans les eaux et de 8 et 7 $kg.an^{-1}$ dans les boues déshydratées. Les estimations de mercure dans les rejets de la Step ont confirmé la part prédominante du transport de mercure sous forme particulaire (environ 90 %). La part de méthylmercure au sein des rejets de mercure dissous a été estimée à environ 7 %, ce qui est du même ordre de grandeur que la proportion de MeHg retrouvée dans les eaux de l'Isère et du Drac.

Part des rejets de temps de pluie et de temps sec dans les rejets totaux de la Step

Les charges rejetées par le système d'assainissement de l'agglomération grenobloise ont été estimées au niveau des DO et des différents rejets de la Step. A l'échelle annuelle, les volumes rejetés en temps de pluie par les DO représentent moins de 6 % du volume total transité dans le réseau de collecte et d'assainissement des eaux usées.

La part des rejets de temps de pluie est estimée responsable de près de la moitié des flux d'ETM déversés annuellement par l'ensemble du système. Les aménagements prévus par le nouveau Schéma Directeur ont pour objectif de diminuer les déversements de temps de pluie conformément au projet d'évolution de la règlementation (remplacement de l'arrêté de 2007) et permettront de diminuer la part des rejets de temps de pluie. Les déversements d'effluents après prétraitement par l'écrêtage amont seraient responsables de 2 à 17 % des flux d'ETM selon les éléments. Les travaux d'amélioration de traitement de la Step en cours permettront d'améliorer le traitement de temps sec et lors de faibles pluies (biofiltration tertiaire). Enfin, la réalisation d'un ouvrage complémentaire de traitement de temps de pluie contribuera à augmenter la capacité de traitement en temps de pluie et ainsi limiter ces déversements (première phase du schéma directeur adopté en juillet 2013).

8. Bilans des flux urbains versus milieu Isère-Drac

Equilibre des bilans

Les bilans de flux de MES entre l'amont et l'aval de l'agglomération sont considérés équilibrés sur les années 2011 et 2012 avec des écarts inférieurs à 15 % qui valident la méthode. Les apports intermédiaires d'affluents dans l'agglomération, drainant les versants des massifs de Belledonne, Chartreuse et Vercors, pourraient expliquer ces écarts.

Concernant les flux de polluants, malgré les incertitudes fortes associées aux calculs de flux d'ETM particulaires dans le milieu récepteur, les bilans de flux à l'échelle du bassin grenoblois sont dans l'ensemble équilibrés. Ceci semble conforter la validité d'une stratégie d'échantillonnage des contaminants bi-mensuelle et horaire en période de crue sur l'Isère à

[7] Opération collective financée par l'AERMC pour aider les artisans, commerçants et industriels reliés à la station d'Aquapole à améliorer la qualité des eaux de leurs rejets

l'amont de Grenoble, associée à une mesure en continu du débit et des MES sur le Drac et l'Isère aval. En effet, sur un système tel qu'une rivière alpine, bien que la variabilité des teneurs en ETM observée soit plus importante que sur d'autres systèmes comme le Rhône, la grande variabilité des MES semble influencer davantage le calcul de flux et est donc prédominante dans l'estimation des flux.

Les bilans à l'échelle du bassin sont en particulier équilibrés pour les flux de HgT_P en 2011 (-1 %) et 2012 (-3 %) malgré la forte incertitude associée au flux de mercure. Le bilan de flux du MeHg est déficitaire en 2011 (-37 %) et excédentaire en 2012 (+14 %), toutefois, les niveaux d'incertitude sont trop importants pour que ces écarts soient significatifs.

Part des rejets urbains dans les flux transités dans le milieu récepteur

Les flux des MES calculés indiquent que les RUTP ont ajouté en moyenne moins de 1 % au flux journalier de l'Isère les jours de déversement. Dans le cas le plus défavorable observé pendant ces deux années, les flux déversés par les DO (calculés à partir des concentrations événementielles moyennes par DO mesurées durant les neuf campagnes de temps de pluie) auraient rajouté 25 % au flux journalier de MES de l'Isère. La part des rejets de la Step est en moyenne de 1 % des flux journaliers de MES transitant à l'aval de la station et au maximum 16 %. Compte tenu des fortes concentrations en MES naturellement présentes dans l'Isère au niveau de Grenoble, et en particulier lors des événements pluvieux, les rejets du réseau semblent peu impactant pour le milieu récepteur à l'échelle annuelle et journalière.

Les flux estimés en sortie du système d'assainissement sont de l'ordre du millier de tonnes de DCO et DBO_5 et de la centaine de tonnes de NTK et Ptot. L'impact des rejets de COP, DBO_5, DCO, NTK et Ptot mesuré est faible à l'échelle annuelle et limité à moyen à l'échelle des événements pluvieux étudiés. Les travaux en cours à la Station d'épuration Aquapole pour l'installation d'un traitement tertiaire permettront de réduire les rejets de NTK.

Ramenés aux flux transportés par l'Isère et le Drac à l'amont de Grenoble, les flux d'ETM d'origine urbaine sont inférieurs à 8 % pour les deux années étudiées. En effet, le flux de MES de l'Isère, caractéristique des rivières de montagne est très élevé. De plus, la présence d'usines para-chimiques et de métallurgie aux rejets potentiellement impactant pour le milieu récepteur a été notée dans les vallées de l'Isère et du Drac [*AERMC*, 2004].

Recherche de paramètres d'influence

La recherche de paramètres d'influence sur les teneurs en ETM n'a pas mis en évidence de corrélations significatives avec les paramètres suivi ou estimés en continu (débit, MES et COP). Le suivi spatio-temporel régulier et spécifique des ETM en crue et lors des chasses dans le milieu naturel a permis de caractériser les variations de teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn dans l'Isère et dans le Drac en fonction des régimes hydrologiques. Des différences significatives ont été observées entre les teneurs en ETM en régime de base et

en régime de crue et de chasse pour le chrome et le nickel. Ces différences sont en partie expliquées par des compositions différentes en carbone organique total dans les MES.

Intérêt de la mesure en continu par sonde spectrométrique pour le calcul de flux

L'utilisation d'une sonde spectrométrique pour estimer les concentrations en COP a été testée à la station Isère campus et comparée à l'application de trois autres méthodes : l'estimation directe du flux à partir des échantillonnages ponctuels, l'utilisation d'un modèle entre MES-COP établi sur cette même station, et l'application de teneurs moyennes par régimes hydrologiques. L'ordre de grandeur du flux est le même quelle que soit la méthode de calcul et est donc fiable. L'utilisation de moyennes par régimes hydrologiques semble donner de bons résultats et présente l'intérêt d'être robuste. L'utilisation d'une sonde spectrométrique pour le calcul de COP est particulièrement intéressante car elle fournit directement des concentrations en COP en $mg.L^{-1}$ sans passer par les teneurs en COP (%) comme c'est le cas dans le modèle COP-MES. Toutefois, cette méthode semble sous-estimer les flux et ces incertitudes n'ont pas été estimées dans le cadre de ce travail. Enfin, les deux méthodes indirectes (moyennes hydrologiques et relation COP-MES) permettent de reconstituer les flux de COP passés, à partir de chroniques de MES pour des périodes où les données n'ont pas été mesurées, ce qui présente un interêt certain.

9. Perspectives

La part des rejets urbains dans les flux transités dans le milieu naturel reste faible et va diminuer de manière globale et significative compte-tenu d'une évolution règlementaire très contraignante sur les déversement de temps de pluie d'ores et déjà prise en compte pour le programme de travaux issus du schéma directeur.

La réalisation de nouvelles campagnes d'échantillonnage prévues après chaque étape d'aménagement par le Schéma Directeur devra permettre de poursuivre la caractérisation des charges rejetées par le système d'assainissement et de diminuer les incertitudes liées à l'estimation de ces charges déversées par les DO. Afin d'aller plus loin dans la détermination des contributions des sources de polluants dans le réseau, une caractérisation des retombées atmosphériques serait intéressante pour estimer la part de ces dépôts dans les rejets de temps de pluie. De plus, la caractérisation des particules qui sédimentent dans les réseaux permettrait de déterminer si la pollution s'accumule dans le réseau par temps sec.

La mise en place d'une instrumentation en continu par une sonde de turbidité en parallèle de campagnes de mesure peut également être envisagée. Une telle instrumentation nécessiterait un investissement financier et humain important, mais permettrait de fiabiliser les suivis en temps réel. En effet, compte tenu de la forte affinité des polluants pour les MES, leur suivi et leur caractérisation (granulométrie, vitesse de chute) présente un fort enjeu. Plusieurs études sont en cours depuis 2003 notamment à Paris et à Lyon, et il pourrait être intéressant de se rapprocher de tels projets pour bénéficier des retours d'expérience.

Le traçage des sources de pollutions d'origines industrielles est également un axe de recherche pertinent, qui pourrait être alimenté par les problématiques opérationnelles liées à l'opération collective Aquapole Zone Propre. En effet, une des problématiques majeures de la Metro consiste à réussir à distinguer la part industrielle de la part urbaine dans les eaux arrivant à la Step. Le croisement des analyses de suivis industriels (dont RSDE) avec les substances identifiées aux DO et en entrée Step permettrait d'établir un premier lien entre ces substances et leurs sources.

Concernant le suivi de l'état de contamination de l'Isère et du Drac, il serait intéressant de tester un échantillonnage intégratif de type trappe à sédiments pour les teneurs en contaminants et en COP avec un échantillonnage bi-mensuel ou horaire en crue comme mis en place dans cette étude. En effet, compte tenu de la forte variabilité des paramètres observés sur nos sites d'étude, un tel type d'échantillonnage semblerait plus adapté au suivi des variations temporelles. Celui-ci permettrait de réduire les incertitudes sur les flux transités dans le milieu et ainsi mieux évaluer la part des rejets urbains. Un tel suivi a été mis en place dans le cadre de l'Observatoire des sédiments du Rhône et a montré l'intérêt de cette méthode, bien que des études sont encore nécessaires sur la compréhension du tri granulométrique qui s'effectue par ce type d'échantillonneur [*Launay*, 2014].

Afin de poursuivre l'amélioration de la connaissance des flux de polluants sur le bassin grenoblois, l'étude de familles de polluants telles que les HAP, ou les substances médicamenteuses serait intéressante en raison de leur présence ubiquiste dans l'Isère et de leur signature anthropique.

Enfin, l'utilisation de bio-indicateurs standardisés reposant sur l'exposition contrôlée d'organismes en laboratoire avant leur mise en milieu naturel a été mise au point notamment par Irstea et pourrait s'avérer pertinente afin d'évaluer l'impact ponctuel des RUTP. Ce d'autant plus que la nouvelle directive préconise de s'intéresser à la bioaccumulation pour surveiller les substances hydrophobes dans le milieu.

Bibliographie

AERMC (2004), Qualité des cours d'eau. Réseau national des bassins Rhône-Méditerranée et Corse. Résultats 2002, Rapport technique.

AERMC, and MEEDA (2007), Action régionale de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans l'eau par les installations classées et les stations d'épuration. Rapport de synthèse, Région Rhône-Alpes, 2002-2006.

Ahn, J. H., S. B. Grant, C. Q. Surbeck, P. M. DiGiacomo, N. P. Nezlin, and S. Jiang (2005), Coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in southern California, Environ. Sci. Technol., 39(16), 5940–5953.

Alcayaga, H. (2013), Impacts morphologiques des aménagements hydroélectriques à l'échelle du bassin versant, Doctorat, Université de Grenoble, 155 p.

Antoine, G. (2013), Dynamique des matériaux en suspension (MES) le long de rivières aménagées de montagne: exemple de l'Arc en Maurienne et de l'Isère, Thèse de Doctorat, Université de Grenoble, 259 p.

Arnaud, J. (2012), Etude d'une sonde de mesure en continu pour le suivi de flux de MES, carbone organisue particulaire et dissous sur l'Isère, Stage de PFE Grenoble INP ENSE3, LTHE, Grenoble.

Arnaud, J., S. Dutordoir, J. Némery, and P. Belleudy (2013), Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de mes et de carbone organique particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France), Houille Blanche, (4), 37–42.

Arnscheidt, J., P. Jordan, S. Li, S. McCormick, R. McFaul, H. J. McGrogan, M. Neal, and J. T. Sims (2007), Defining the sources of low-flow phosphorus transfers in complex catchments, Sci. Total Environ., 382(1), 1–13.

ATSDR (2005), Toxical profiles for nickel. Agency for toxic substances ans disease registry, Atlanta, Georgia, 397 p.

Audry, S., J. Schäfer, G. Blanc, and J.-M. Jouanneau (2004), Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France), Environ. Pollut., 132(3), 413–426.

Azimi, S., V. Rocher, M. Muller, R. Moilleron, and D. R. Thevenot (2005), Sources, distribution and variability of hydrocarbons and metals in atmospheric deposition in an urban area (Paris, France), Sci. Total Environ., 337(1), 223–239.

Baize, D. (1997), Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols: France, Editions Quae.

Balogh, S. J., Y. Huang, H. J. Offerman, M. L. Meyer, and D. K. Johnson (2003), Methylmercury in rivers draining cultivated watersheds, Sci. Total Environ., 304(1), 305–313.

Becouze-Lareure, 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, 308 p.

Bellanger, M., C. Pichery, D. Aerts, M. Berglund, A. Castaño, M. Cejchanova, P. Crettaz, F. Davidson, M. Esteban, and K. Exley (2013), Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention, Env. Health, 12(1), 3.

De Bénédittis, J., and J.-L. Bertrand-Krajewski (2006), Mesure de la concentration en polluants dans les eaux usées par spectrométrie UV-vis, Houille Blanche, (4), 136–142.

Benkhaled, A., and B. Remini (2003), Temporal variability of sediment concentration and hysteresis phenomena in the Wadi Wahrane basin, Algeria, Hydrol. Sci. J., 48(2), 243–255.

Bernal, S., A. Butturini, and F. Sabater (2002), Variability of DOC and nitrate responses to storms in a small Mediterranean forested catchment, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 6(6), 1031–1041.

Bertrand-Krajewski, J.-L. (2002), Modélisation des flux polluants en hydrologie urbaine: évolutions depuis les années 1960 et perspectives pour les années 2000, Houille Blanche, (4-5), 103–109.

Bertrand-Krajewski, J.-L., and J.-P. Bardin (2001), Estimation des incertitudes de mesure sur les débits et les charges polluantes en réseau d'assainissement: application au cas d'un bassin de retenue-décantation en réseau séparatif pluvial, Houille Blanche, (6-7), 99–108.

Bertrand-Krajewski, J.-L., S. Barraud, G. Lipeme Kouyi, A. Torres, and M. Lepot (2008), Mesurages en continu des flux polluants particulaires en réseaux d'assainissement urbains: enjeux, méthodes, exemple d'application, Houille Blanche, (4), 49–57.

Bisson, M., J.-M. Vincent, N. Houeix, R. Diderich, and H. Magaud (2010), Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS.

Blanchard, R. (1943), Les Alpes occidentales. Les grandes Alpes françaises du Nord, Arthaud., Grenoble, 698 p.

Bliefert, and Perraud (2008), Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets, Librairie Lavoisier (2° Ed.), 478 p.

Bloom, N. (1989), Determination of picogram levels of methylmercury by aqueous phase ethylation, followed by cryogenic gas chromatography with cold vapour atomic fluorescence detection, Can. J. Fish. Aquat. Sci., 46(7), 1131–1140.

Bloom, N. S., and E. A. Crecelius (1983), Determination of mercury in seawater at sub-nanogram per liter levels, Mar. Chem., 14(1), 49–59.

Boucher, O., S. W. Jacobson, P. Plusquellec, E. Dewailly, P. Ayotte, N. Forget-Dubois, J. L. Jacobson, and G. Muckle (2012), Prenatal Methylmercury, Postnatal Lead Exposure, and Evidence of Attention Deficit/Hyperactivity Disorder among Inuit Children in Arctic Québec, Environ. Health Perspect., 120(10), 1456–1461.

Brauer, N., A. T. O'Geen, and R. A. Dahlgren (2009), Temporal variability in water quality of agricultural tailwaters: Implications for water quality monitoring, Agric. Water Manag., 96(6), 1001–1009.

Brelot, E., and B. Chocat (1996), Impact des rejets sur les milieux récepteurs, Houille Blanche, (1-2), 16–21.

Brown, J. N., and B. M. Peake (2006), Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff, Sci. Total Environ., 359(1), 145–155.

Burton Jr, G. A., and R. Pitt (2001), Stormwater effects handbook: A toolbox for watershed managers, scientists, and engineers, CRC Press.

Butler, D., and P. Clark (1995), Sediment management in urban drainage catchments, 134.

Butturini, A., and F. Sabater (2000), Seasonal variability of dissolved organic carbon ina Mediterranean stream, Biogeochemistry, 51(3), 303–321.

Camenen, B., M. Jodeau, and J. Le Coz (2008), Modélisation du flux sédimentaire pendant une chasse hydraulique (Arc en Maurienne), Houille Blanche, (4), 83–89.

Canadian Council of the Ministers of the Environment (2002), Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life,

Cassidy, R., and P. Jordan (2011), Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: Comparison with near-continuous phosphorus time-series data, J. Hydrol., 405(1–2), 182–193.

Chebbo, G. (1992), Solides des rejets pluviaux urbains: caractérisation et traitabilité, Thèse de Doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées.

Chebbo, G., and M. C. Gromaire (2004), The experimental urban catchment "Le Marais" in Paris: what lessons can be learned from it?, J. Hydrol., 299(3–4), 312–323.

Cheviron, B., M. Delmas, O. Cerdan, and J.-M. Mouchel (2014), Calculation of river sediment fluxes from uncertain and infrequent measurements, J. Hydrol., 508, 364–373.

Chiffoleau, J.-F., A. Grouhel, D. Auger, and M.-J. Thébaud (2003), Dosage de certains métaux dans les sédiments et la matière en suspension par: absorption atomique, Editions Quae, 45 p.

Chikita, K. A., R. Kemnitz, and R. Kumai (2002), Characteristics of sediment discharge in the subarctic Yukon River, Alaska, Catena, 48(4), 235–253.

Chlor, E. (2011), Chlorine Industry Review 2010- 2011, Euro Chlor Bruss. Belg.

Chocat, B. (1997), Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement, Lavoisier, 1124 p.

Chocat, B., J.-L. Bertrand-Krajewski, and S. Barraud (2007), Eaux pluviales urbaines et rejets urbains par temps de pluie, Tech. Ing. Technol. Eau, 2(W6800).

Choubert, J., S. Martin-Ruel, H. Budzinski, C. Miege, M. Esperanza, C. Soulier, C. Lagarrigue, and M. Coquery (2011), Évaluer les rendements des stations d'épuration, (1/2), 44–62.

Clifford, N. J., K. S. Richards, R. A. Brown, and S. N. Lane (1995), Laboratory and field assessment of an infrared turbidity probe and its response to particle size and variation in suspended sediment concentration, Hydrol. Sci. J., 40(6), 771–791.

Copard, Y., C. Di-Giovanni, T. Martaud, P. Albéric, and J.-E. Olivier (2006), Using Rock-Eval 6 pyrolysis for tracking fossil organic carbon in modern environments: implications for the roles of erosion and weathering, Earth Surf. Process. Landf., 31(2), 135–153.

Coquery, M. (1994), Biogéochimie du mercure en milieu estuarien et côtier, Thèse de Doctorat, Université Paris 6, 270 p.

Coquery, M., D. Cossa, and J. Sanjuan (1997), Speciation and sorption of mercury in two macro-tidal estuaries, Mar. Chem., 58(1), 213–227.

Cossa, D., and A. Ficht (1999), La Dynamique Du Mercure, Programme scientifique Seine Aval n°11, 24 p., Ifremer.

Cossa, D., and J.-M. Martin (1991), Mercury in the Rhone delta and adjacent marine areas, Mar. Chem., 36(1), 291–302.

Cossa, D., M. Coquery, K. Nakhlé, and D. Claisse (2002), Dosage du mercure et du monométhylmercure dans les organismes et les sédiments marins, Série "Les méthodes d'analyse en milieu marin.", 27 p.

Cossa, D., B. Averty, J. Bretaudeau, and A. S. Sénard (2003), Spéciation du mercure dissous dans les eaux marines : Dosages du mercure total, gazeux, réactif, mono et Diméthylmercure, Série : "Les méthodes d'analyses en milieu marin," IFREMER, Nantes, 23 p.

Coynel, A. (2005), Erosion mécanique des sols et transferts géochimiques dans le bassin Adour-Garonne, Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux, 575 p.

Coynel, A., J. Schäfer, J.-E. Hurtrez, J. Dumas, H. Etcheber, and G. Blanc (2004a), Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins, Sci. Total Environ., 330(1–3), 233–247.

Coynel, A., J. Schäfer, J.-E. Hurtrez, J. Dumas, H. Etcheber, and G. Blanc (2004b), Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted drainage basins, Sci. Total Environ., 330(1–3), 233–247.

Coynel, A., H. Etcheber, G. Abril, E. Maneux, J. Dumas, and J.-E. Hurtrez (2005a), Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay, Biogeochemistry, 74(2), 151–171.

Coynel, A., P. Seyler, H. Etcheber, M. Meybeck, and D. Orange (2005b), Spatial and seasonal dynamics of total suspended sediment and organic carbon species in the Congo River, Glob. Biogeochem. Cycles, 19(4).

Coynel, A., J. Schäfer, G. Blanc, and C. Bossy (2007), Scenario of particulate trace metal and metalloid transport during a major flood event inferred from transient geochemical signals, Appl. Geochem., 22(4).

Dang, T. H. (2011), Erosion et transferts de matières en suspension, carbone et métaux dans le bassin versant du Fleuve Rouge depuis la frontière sino-vietnamienne jusqu'à l'entrée du delta, Bordeaux 1, 352 p.

Delmas, M., O. Cerdan, B. Cheviron, J.-M. Mouchel, and F. Eyrolle (2012), Sediment export from French rivers to the sea, Earth Surf. Process. Landf., 37(7), 754–762.

Desmet, M. et al. (2012), Spatial and temporal trends in PCBs in sediment along the lower Rhône River, France, Sci. Total Environ., 433, 189–197.

Dommergue, A., C. P. Ferrari, F. A. Planchon, and C. F. Boutron (2002), Influence of anthropogenic sources on total gaseous mercury variability in Grenoble suburban air (France), Sci. Total Environ., 297(1), 203–213.

Dramais, G., B. Blanquart, J. Le Coz, G. Pierrefeu, A. Hauet, D. Atmane, and K. Pobanz (2013), Les essais interlaboratoires en hydrométrie: méthodologie et cas d'applications, SHF Hydrométrie 2013, 10 p.

Driscoll, C. T., R. P. Mason, H. M. Chan, D. J. Jacob, and N. Pirrone (2013), Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects, Environ. Sci. Technol, 47, 4967-4983.

Dumas, D. (2007), The results of 10 years of daily observations of the flux of suspended matter in one of the main watercourses in the European Alps: The Isere at Grenoble (France), Comptes Rendus Geosci., 339(13), 810–819.

Duvert, C., N. Gratiot, J. Némery, A. Burgos, and O. Navratil (2011), Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments &ndash implications for community-based river monitoring, Hydrol. Earth Syst. Sci., 15(3), 703–713.

Eckley, C. S., and B. Branfireun (2008), Mercury mobilization in urban stormwater runoff, Sci. Total Environ., 403(1–3), 164–177.

EDF (2011), Rapport de curage. Volet environnemental et usage, Direction Production Ingénierie, 11 p.

EDYTEM (2004), Suivi chimique qualitatif des nappes de l'Arc et de l'Isère., Rapport réalisé pour le Conseil Général de la Savoie.

Egis (2012a), Etude de schéma directeur d'assainissement de l'Agglomération Grenobloise-Campagne de mesures et diagnostics, 189 p.

Egis (2012b), Etude de schéma directeur d'assainissement de l'Agglomération Grenobloise-Etat des lieux, Rapport d'avancement, 159 p.

Elbaz-Poulichet, F., J.-L. Seidel, C. Casiot, and M.-H. Tusseau-Vuillemin (2006), Short-term variability of dissolved trace element concentrations in the Marne and Seine Rivers near Paris, Sci. Total Environ., 367(1), 278–287.

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, Thèse de Doctorat, Université Paris 12, Val de Marne, 237 p.

Estèbe, A., H. Boudries, J.-M. Mouchel, and D. R. Thévenot (1997), Urban runoff impacts on particulate metal and hydrocarbon concentrations in River Seine: Suspended solid and sediment transport, Water Sci. Technol., 36(8–9), 185–193.

Etcheber, H., J.-C. Relexans, M. Beliard, O. Weber, R. Buscail, and S. Heussner (1999), Distribution and quality of sedimentary organic matter on the Aquitanian margin (Bay of Biscay), Deep Sea Res. Part II Top. Stud. Oceanogr., 46(10), 2249–2288.

Etcheber, H., A. Taillez, G. Abril, J. Garnier, P. Servais, F. Moatar, and M.-V. Commarieu (2007), Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability, Hydrobiologia, 588(1), 245–259.

Even, S., M. Poulin, J.-M. Mouchel, M. Seidl, and P. Servais (2004), Modelling oxygen deficits in the Seine River downstream of combined sewer overflows, Ecol. Model., 173(2), 177–196.

Filizola, N. (2003), Transfert sédimentaire actuel par les fleuves amazoniens, Thèse de Doctorat, Université Toulouse 3, 292 p.

Forstner, U., and G. Wittmann (1981), Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer Verlag, New York, 486 p.

Fryirs, K., and G. J. Brierley (2001), Variability in sediment delivery and storage along river courses in Bega catchment, NSW, Australia: implications for geomorphic river recovery, Geomorphology, 38(3), 237–265.

Gaillardet, J., B. Dupré, P. Louvat, and C. J. Allegre (1999), Global silicate weathering and CO^2 consumption rates deduced from the chemistry of large rivers, Chem. Geol., 159(1), 3–30.

Galarneau, E., C. V. Audette, A. Bandemehr, I. Basu, T. F. Bidleman, K. A. Brice, D. A. Burniston, C. H. Chan, F. Froude, and R. A. Hites (2000), Atmospheric deposition of toxic substances to the Great Lakes: IADN results to 1996, Environment Canada.

Gao, S., T.-C. Luo, B.-R. Zhang, H.-F. Zhang, Y. Han, Z.-D. Zhao, and Y.-K. Hu (1998), Chemical composition of the continental crust as revealed by studies in East China, Geochim. Cosmochim. Acta, 62(11), 1959–1975.

Garnaud, S., J.-M. Mouchel, G. Chebbo, and D. R. Thévenot (1999), Heavy metal concentrations in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff, Sci. Total Environ., 235(1–3), 235–245.

Gasperi, J. (2006), Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien, Thèse de Doctorat, Ecole des Ponts ParisTech, 272 p.

Gasperi, J., S. Garnaud, V. Rocher, and R. Moilleron (2009), Priority pollutants in surface waters and settleable particles within a densely urbanised area: Case study of Paris (France), Sci. Total Environ., 407(8), 2900–2908.

Gasperi, J., M. C. Gromaire, M. Kafi, R. Moilleron, and G. Chebbo (2010), Contributions of wastewater, runoff and sewer deposit erosion to wet weather pollutant loads in combined sewer systems, Water Res., 44(20), 5875–5886.

Gautheron, A. (1994), Incertitudes sur les mesures des matières en suspension en Basse Durance, Rapport interne EDF DTG.

Gibbs, R. J. (1977), Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers, Geol. Soc. Am. Bull., 88(6), 829–843.

Gombert, S., L. Galsomiès, and S. Leblond (2012), Pollution atmosphérique par les métaux: Biosurveillance des retombées, SOFEDIS.

Grace, J. (2004), Understanding and managing the global carbon cycle, J. Ecol., 92(2), 189–202.

Grangeon, S., S. Guédron, J. Asta, G. Sarret, and L. Charlet (2012), Lichen and soil as indicators of an atmospheric mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant (Grenoble, France), Ecol. Indic., 13(1), 178–183.

Greaud-Hoveman, L., H. Barré, N. Houeix, B. Lepot, C. Lehnhoff, and M. Schneider (2008), Les substances dangereuses pour le milieu aquatique dans les rejets industriels et urbains. Bilan de l'action nationale de recherche et de réduction des rejets de substances dangereuses dans l'eau par les installations classées et autres installations, Rapport d'étude d'INERIS.

Griffith, D. R., R. T. Barnes, and P. A. Raymond (2009), Inputs of fossil carbon from wastewater treatment plants to US rivers and oceans, Environ. Sci. Technol., 43(15), 5647–5651.

Gromaire, M. ., S. Garnaud, M. Saad, and G. Chebbo (2001), Contribution of different sources to the pollution of wet weather flows in combined sewers, Water Res., 35(2), 521–533.

Grosbois, C., M. Meybeck, L. Lestel, I. Lefèvre, and F. Moatar (2012), Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900–2009) in the Loire River sediments (France), Sci. Total Environ., 435–436, 290–305.

Gruber, G., J.-L. Bertrand-Krajewski, J. De Bénédittis, M. Hochedlinger, and W. Lettl (2005), Practical aspects, experiences and strategies by using UV/VIS sensors for long-term sewer monitoring, Water Pract. Technol. Pap, 1(1), 8.

Gruber, N., and J. N. Galloway (2008), An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle, Nature, 451(7176), 293–296.

Guédron, S., S. Grangeon, G. Jouravel, L. Charlet, and G. Sarret (2013), Atmospheric mercury incorporation in soils of an area impacted by a chlor-alkali plant (Grenoble, France): Contribution of canopy uptake, Sci. Total Environ., 445–446, 356–364.

GUM, I. (2008), Guide to the expression of uncertainty in measurement, 2nd edn., 1995, with Supplement 1, Evaluation of measurement data, JCGM 101: 2008, Organ. Stand. Geneva Switz.

Hannouche, A. (2012), Analyse du transport solide en réseau d'assainissement unitaire par temps de pluie: exploitation de données acquises par les observatoires fran\ccais en hydrologie urbaine, Thèse de Doctorat, Université Paris-Est.

Hans Wedepohl, K. (1995), The composition of the continental crust, Geochim. Cosmochim. Acta, 59(7), 1217–1232.

Hope, D., M. F. Billett, and M. S. Cresser (1997), Exports of organic carbon in two river systems in NE Scotland, J. Hydrol., 193(1-4), 61–82.

Horowitz, A. J. (1991), A primer on sediment-trace element chemistry,

Horowitz, A. J. (2008), Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrient fluxes, Sci. Total Environ., 400(1–3), 315–343.

Horowitz, A. J., M. Meybeck, Z. Idlafkih, and E. Biger (1999), Variations in trace element geochemistry in the Seine River Basin based on floodplain deposits and bed sediments, Hydrol. Process., 13(9), 1329–1340.

Horowitz, A. J., K. A. Elrick, and J. J. Smith (2001), Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQAN programme, Hydrol. Process., 15(7), 1107–1132.

Imai, A., T. Fukushima, K. Matsushige, Y.-H. Kim, and K. Choi (2002), Characterization of dissolved organic matter in effluents from wastewater treatment plants, Water Res., 36(4), 859–870.

INERIS (2005), Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : chrome et principaux composés.

INERIS (2010a), Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : cuivre, composés et alliages.

INERIS (2010b), Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : plomb et principaux composés.

INERIS (2010c), Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : zinc et principaux composés.

Ittekkot, V. (1988), Global trends in the nature of organic matter in river suspensions,

Ittekkot, V., and R. Arain (1986), Nature of particulate organic matter in the river Indus, Pakistan, Geochim. Cosmochim. Acta, 50(8), 1643–1653.

Jartun, M., R. T. Ottesen, E. Steinnes, and T. Volden (2008), Runoff of particle bound pollutants from urban impervious surfaces studied by analysis of sediments from stormwater traps, Sci. Total Environ., 396(2), 147–163.

Järup, L. (2003), Hazards of heavy metal contamination, Br. Med. Bull., 68(1), 167–182.

Jarvie, H. P., C. Neal, and P. J. Withers (2006), Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus?, Sci. Total Environ., 360(1), 246–253.

Johnes, P. J. (2007), Uncertainties in annual riverine phosphorus load estimation: Impact of load estimation methodology, sampling frequency, baseflow index and catchment population density, J. Hydrol., 332(1–2), 241–258.

Jones, A. S., D. K. Stevens, J. S. Horsburgh, and N. O. Mesner (2011), Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations1, JAWRA J. Am. Water Resour. Assoc., 47(2), 239–253.

Jones, A. S., J. S. Horsburgh, R. J. Ryel, and D. K. Stevens (2012), Influence of sampling frequency on estimation of annual total phosphorous and total suspended solids loads, J. Am. Water Resour. Assoc.

Jordan, P., J. Arnscheidt, H. McGrogan, and S. McCormick (2005), High-resolution phosphorus transfers at the catchment scale: the hidden importance of non-storm transfers, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 9(6), 685–691.

Jordan, P., A. Arnscheidt, H. McGrogan, and S. McCormick (2007), Characterising phosphorus transfers in rural catchments using a continuous bank-side analyser, Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss., 11(1), 372–381.

Kafi-Benyahia, M. (2006), Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, Thèse de Doctorat, Ecole des Ponts ParisTech, 500 p.

Kappes, M. S., J.-P. Malet, A. Remaître, P. Horton, M. Jaboyedoff, and R. Bell (2011), Assessment of debris-flow susceptibility at medium-scale in the Barcelonnette Basin, France, Nat. Hazards Earth Syst. Sci., 11(2), 627–641.

Kempe, S. (1979), Carbon in the freshwater cycle, Glob. Carbon Cycle, 317–342.

Kirchner, J. W., X. Feng, C. Neal, and A. J. Robson (2004), The fine structure of water-quality dynamics: The (high-frequency) wave of the future, Hydrol. Process., 18(7), 1353–1359.

Kocman, D., M. Horvat, N. Pirrone, and S. Cinnirella (2013), Contribution of contaminated sites to the global mercury budget, Environ. Res., 125, 160–170.

Kronvang, B., and A. J. Bruhn (1996), Choice of Sampling Strategy and Estimation Method for Calculating Nitrogen and Phosphorus Transport in Small Lowland Streams, Hydrol. Process., 10(11), 1483–150.

Lal, R. (2003), Soil erosion and the global carbon budget, Environ. Int., 29(4), 437–450.

Lanceleur, L., J. Schäfer, C. Bossy, A. Coynel, A. Larrose, M. Masson, and G. Blanc (2011), Silver fluxes to the Gironde Estuary – Eleven years (1999–2009) of monitoring at the watershed scale, Appl. Geochem., 26(5), 797–808.

Langergraber, G., N. Fleischmann, and F. Hofstaedter (2003), A multivariate calibration procedure for UV/VIS spectrometric quantification of organic matter and nitrate in wastewater, Water Sci. Technol., 47(2), 63–71.

Launay, M. (2014), Flux de contaminants particulaires dans un grand cours d'eau anthropisé : dynamique des PCB et du mercure transportés par les matières en suspension du Rhône, du Léman à la Méditerranée, Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard Lyon 1, Lyon, 472 p.

Lauters, F., E. Laperrousaz, B. Camenen, J. Le Coz, F. Thollet, J. Némery, and M. Delinares (2012), Vers une gestion sédimentaire durable de l'aménagement hydro-électrique Arc-Isère, Houille Blanche, (1), 19–25.

Law, Y., G. E. Jacobsen, A. M. Smith, Z. Yuan, and P. Lant (2013), Fossil organic carbon in wastewater and its fate in treatment plants, Water Res., 47(14), 5270–5281.

Lenzi, M. A., and L. Marchi (2000), Suspended sediment load during floods in a small stream of the Dolomites (northeastern Italy), CATENA, 39(4), 267–2825.

Long, E. R., and L. G. Morgan (1990), The Potential for Biological Effects of Sediments-Sorbed Contaminants Tested in the National Status and Trends Program, Technical Report, National Oceanic and Atmospheric Admininistration.

Long, E. R., D. D. MacDonald, S. L. Smith, and F. D. Calder (1995), Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments, Environ. Manage., 19(1), 81–97.

Ludwig, W., J.-L. Probst, and S. Kempe (1996), Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion, Glob. Biogeochem. Cycles, 10(1), 23–41.

Luoma, S. N., P. S. Rainbow, and S. Luoma (2008), Metal contamination in aquatic environments: science and lateral management., Cambridge University Press, 573 p.

MacDonald, D. D., C. G. Ingersoll, and T. A. Berger (2000), Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems, Arch. Environ. Contam. Toxicol., 39(1), 20–31.

Mahan, S. (2008), No Excuses: Communities at Risk Without Mercury-Free Technology, Mercury, 5(631), 5 p.

Mahan, S., and J. Savitz (2007), Cleaning Up: Taking Mercury-Free Chlorine Production to the Bank. Oceana, 64 p.

Mano, V. (2008), Processus fondamentaux conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues - Optimisation des méthodes de mesures et modélisation statistique, Thèse de Doctorat, Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 27 November, 312 p.

Mano, V., J. Nemery, P. Belleudy, and A. Poirel (2009), Assessment of suspended sediment transport in four alpine watersheds (France): influence of the climatic regime, Hydrol. Process., 23(5), 777–792.

Marnezy, A. (1999), L'Arc et sa vallée. Anthropisation et géodynamique d'une rivière alpine dans son bassin versant, Thèse de Doctorat, Université de Grenoble 1, 682 p.

Martin, J.-M., and M. Meybeck (1979), Elemental mass-balance of material carried by major world rivers, Mar. Chem., 7(3), 173–206.

Masson, M., J. Schäfer, G. Blanc, and A. Pierre (2007), Seasonal variations and annual fluxes of arsenic in the Garonne, Dordogne and Isle Rivers, France, Sci. Total Environ., 373(1), 196–207.

Matar, Z. (2012), Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux dans les milieux récepteurs anthropisés, Thèse de Doctorat, Université Paris-Est, 258 p.

McMillan, H., T. Krueger, and J. Freer (2012), Benchmarking observational uncertainties for hydrology: rainfall, river discharge and water quality, Hydrol. Process., 26(26), 4078–4111.

MEDDATT (2009), Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole, Guide technique, 74 p.

Métro (2011), Rapport annuel d'assainissement 2011 sur la qualité et le prix du service public, 92 p.

Métro (2012), Rapport annuel d'assainissement 2012 sur la qualité et le prix du service public, 92 p.

Meybeck, M. (1982), Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers, Am J Sci, 282(4), 401–450.

Meybeck, M. (1993), Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget, Water. Air. Soil Pollut., 70(1-4), 443–463.

Meybeck, M. (2005), Looking for water quality, Hydrol. Process., 19(1), 331–338.

Meybeck, M., A. Pasco, and A. Ragu (1992), Établissement des flux polluants dans les rivières, Étude Inter-Agences, (28).

Meybeck, M., L. Laroche, H. . Dürr, and J. P. . Syvitski (2003), Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers, Glob. Planet. Change, 39(1–2), 65–93.

Meybeck, M., A. J. Horowitz, and C. Grosbois (2004), The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index, Sci. Total Environ., 328(1–3), 219–236.

Meybeck, M., S. Roussenac, H. Dürr, and J. Vogler (2005), Lateral Carbon Transport in Freshwaters, CarboEurope Cluster Report, 55 p.

Meybeck, M., L. Lestel, P. Bonté, R. Moilleron, J. L. Colin, O. Rousselot, D. Hervé, C. de Pontevès, C. Grosbois, and D. R. Thévenot (2007), Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950–2005), Sci. Total Environ., 375(1–3), 204–231.

Miller, J. R. (1997), The role of fluvial geomorphic processes in the dispersal of heavy metals from mine sites, J. Geochem. Explor., 58(2), 101–118.

Milliman, J. D., and J. P. Syvitski (1992), Geomorphic/tectonic control of sediment discharge to the ocean: the importance of small mountainous rivers, J. Geol., 525–544.

Minaudo, C. (2011), Suivi des pollutions particulaires dans l'Isère en amont de Grenoble, Stage de master 2 recherche TUE Université Joseph Fourrier, LTHE, Grenoble, 57 p.

Moatar, F., G. Person, M. Meybeck, A. Coynel, H. Etcheber, and P. Crouzet (2006), The influence of contrasting suspended particulate matter transport regimes on the bias and precision of flux estimates, Sci. Total Environ., 370(2–3), 515–531.

Moatar, F., M. Meybeck, S. Raymond, A. Coynel, W. Ludwig, V. Mano, J. Nemery, A. Poirel, H. Etcheber, and P. Crouzet (2008), Evaluation des flux de MES à partir des suivis discrets: méthodes de calcul et incertitudes, Houille Blanche, (4), 64–71.

Moatar, F., F. Birgand, M. Meybeck, C. Faucheux, and S. Raymond (2009), Incertitudes sur les métriques de qualité des cours d'eau (médianes et quantiles de concentrations, flux, cas des nutriments) évaluées a partir de suivis discrets, Houille Blanche, (3), 68–76.

Murphy, J., and J. P. Riley (1962), A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters, Anal. Chim. Acta, 27, 31–36.

Navratil, O., M. Esteves, C. Legout, N. Gratiot, J. Nemery, S. Willmore, and T. Grangeon (2011), Global uncertainty analysis of suspended sediment monitoring using turbidimeter in a small mountainous river catchment, J. Hydrol., 398(3), 246–259.

Némery, J., and J. Garnier (2007), Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets, J. Geophys. Res. Biogeosciences 2005–2012, 112(G3).

Némery, J., V. Mano, A. Coynel, H. Etcheber, F. Moatar, M. Meybeck, P. Belleudy, and A. Poirel (2013), Carbon and suspended sediment transport in an impounded alpine river (Isère, France), Hydrol. Process, 27 (17), 2498-2508.

Olivier, A., G. Pierrefeu, M. Scotti, and B. Blanquart (2009), Incertitude des mesures de débit réalisées a l'ADCP, Houille Blanche, (3), 132–137.

Olson, J. S., J. A. Watts, and L. J. Allison (1985), Major World Ecosystem Complexes Ranked by Carbon in Live Vegetation: A Database, NDP-017, Oak Ridge Lab Oak Ridge Tenn.

Owens, P. N., D. E. Walling, and G. J. Leeks (1999), Deposition and storage of fine-grained sediment within the main channel system of the River Tweed, Scotland, Earth Surf. Process. Landf., 24(12), 1061–1076.

Parker, J. L., and N. S. Bloom (2005), Preservation and storage techniques for low-level aqueous mercury speciation, Sci. Total Environ., 337(1), 253–263.

Peiry, J. L., J. Girel, G. Pantou, and T. D. Nguyen (1999), L'aménagement de l'Isère en France : une évolution centenaire dans Aménagement et protection environnementale des rivières en Europe., in Aménagement et protection environnementale des rivières en Europe, p. 195–299, Universidad de Cantabria.

Pinto Martins, D. (2008), Aménagements hydroélectriques et impacts sur la dynamique des flux d'eau et de sédiments. Le cas du haut Paraná, Brésil., Thèse de Doctorat, Université Lumière Lyon 2, Lyon, 243 p.

Quémerais, B., D. Cossa, B. Rondeau, T. T. Pham, and P. Gagnon (1999), Sources and fluxes of mercury in the St. Lawrence River, Environ. Sci. Technol., 33(6), 840–849.

Rabiet, M., C. Margoum, V. Gouy, N. Carluer, and M. Coquery (2010), Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment–Effect of sampling frequency, Environ. Pollut., 158(3), 737–748.

Radakovitch, O., V. Roussiez, P. Ollivier, W. Ludwig, C. Grenz, and J.-L. Probst (2008), Input of particulate heavy metals from rivers and associated sedimentary deposits on the Gulf of Lion continental shelf, Estuar. Coast. Shelf Sci., 77(2), 285–295.

Reis, A. T., S. M. Rodrigues, C. Araújo, J. P. Coelho, E. Pereira, and A. C. Duarte (2009), Mercury contamination in the vicinity of a chlor-alkali plant and potential risks to local population, Sci. Total Environ., 407(8), 2689–2700.

RNDE (1999), Les micropolluants, dans les cours d'eau français, 3 années d'observations (1995-1997)-Document détaillé, Réseau national des données sur l'eau, 23 p.

Rocher, V., S. Azimi, R. Moilleron, and G. Chebbo (2004), Hydrocarbons and heavy metals in the different sewer deposits in the "Le Marais" catchment (Paris, France): stocks, distributions and origins, Sci. Total Environ., 323(1–3), 107–122.

Rollin, C., and F. Quiot (2006), Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, Rapport INERIS-DRC, 138 p.

Ronov, A. B. (1976), Global carbon geochemistry, volcanism, carbonate accumulation, and life, Geochem. Int., 13(4), 172–195.

Rossi, L. (1998), Qualité des eaux de ruissellement urbaines, Thèse de Doctorat. Ecole Polytechnique de Lausanne, Suisse, 313 p.

Rotunno, R., and R. Ferretti (2003), Orographic effects on rainfall in MAP cases IOP 2b and IOP 8, Q. J. R. Meteorol. Soc., 129(588), 373–390.

Roulet, K. (2012a), Détermination de l'indice de demande chimique en oxygène (ST-DCO) - Méthode à petite échelle en tube fermé, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 3 p.

Roulet, K. (2012b), Détermination du NO2, NO3, PO4, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 15 p.

Roulet, K. (2012c), Dosage de l'Ammonium NH4, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 5 p.

Roulet, K. (2012d), Dosage du Phosphore Pt, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 5 p.

Roulet, K. (2013a), Détermination de la demande biochimique en oxygène après 5 jours DBO5, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 3 p.

Roulet, K. (2013b), Dosage de l'Azote Kjeldahl NTK, Mode opératoire Aquapole, Véolia Eau, 5 p.

Roux, L. (2011), Faisabilité du calcul de flux de contaminants particulaires à partir des données de l'agence de l'eau Rhône-Mediterranée Corse, Rapport de stage de fin d'études, Institut National Polytechnique de Grenoble, 37 p.

Rudnick, R. L., and S. Gao (2003), Composition of the Continental Crust, in Treatise on Geochemistry, edited by Editors-in-Chief: Heinrich D. Holland and Karl K. Turekian, p. 1–64, Pergamon, Oxford.

Rule, K. L., S. D. W. Comber, D. Ross, A. Thornton, C. K. Makropoulos, and R. Rautiu (2006), Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment, Chemosphere, 63(1), 64–72.

Sabin, L. D., J. H. Lim, K. D. Stolzenbach, and K. C. Schiff (2005), Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff in a small impervious urban catchment, Water Res., 39(16), 3929–3937.

Schäfer, J., and G. Blanc (2002), Relationship between ore deposits in river catchments and geochemistry of suspended particulate matter from six rivers in southwest France, Sci. Total Environ., 298(1), 103–118.

Schäfer, J., G. Blanc, Y. Lapaquellerie, N. Maillet, E. Maneux, and H. Etcheber (2002), Ten-year observation of the Gironde tributary fluvial system: fluxes of suspended matter, particulate organic carbon and cadmium, Mar. Chem., 79(3), 229–242.

Schäfer, J., G. Blanc, S. Audry, D. Cossa, and C. Bossy (2006), Mercury in the Lot–Garonne River system (France): sources, fluxes and anthropogenic component, Appl. Geochem., 21(3), 515–527.

Selvendiran, P., C. T. Driscoll, J. T. Bushey, and M. R. Montesdeoca (2008), Wetland influence on mercury fate and transport in a temperate forested watershed, Environ. Pollut., 154(1), 46–55.

Sempéré, R., B. Charrière, F. Van Wambeke, and G. Cauwet (2000), Carbon inputs of the Rhone River to the Mediterranean Sea: biogeochemical implications, Glob. Biogeochem. Cycles, 14(2), 669–681.

Servais, P., J. Garnier, N. Demarteau, N. Brion, and G. Billen (1999), Supply of organic matter and bacteria to aquatic ecosystems through waste water effluents, Water Res., 33(16).

Shafer, M. M., J. T. Overdier, J. P. Hurley, D. Armstrong, and D. Webb (1997), The influence of dissolved organic carbon, suspended particulates, and hydrology on the concentration, partitioning and variability of trace metals in two contrasting Wisconsin watersheds (USA), Chem. Geol., 136(1), 71–97.

Shanley, J. B., M. Alisa Mast, D. H. Campbell, G. R. Aiken, D. P. Krabbenhoft, R. J. Hunt, J. F. Walker, P. F. Schuster, A. Chalmers, and B. T. Aulenbach (2008), Comparison of total mercury and methylmercury cycling at five sites using the small watershed approach, Environ. Pollut., 154(1), 143–154.

Sickman, J. O., M. J. Zanoli, and H. L. Mann (2007), Effects of urbanization on organic carbon loads in the Sacramento River, California, Water Resour. Res., 43(11).

Smith, R. V., C. Jordan, and J. A. Annett (2005), A phosphorus budget for Northern Ireland: inputs to inland and coastal waters, J. Hydrol., 304(1), 193–202.

Société Dauphinoise d'Assainissement (2010), Usine de dépollution Aquapôle Grenoble Alpes Métropole, Rapport Technique du Délégataire, 28 p.

Solomon, W., and U. Forstner (1984), Metals in the Hydrocycle, Springer-Verlag, New York.

Sonney, R., A. Blum, and L. Chery (2005), Identification des zones à risque de fond géochimique élevé en éléments traces dans les cours d'eaux et les eaux souterraines du bassin Rhône-Méditerranée et Corse. Rapport de phase 1 - Recueil des données et des informations., Rapport technique, BRGM, 135 p.

Stortelder, P. B. M., M. A. Van der Gaag, and L. Van der Kooy (1989), Perspectives for water organisms (Part 1 and 2), DBW/RIZA Nota, n°89.016a+b, Leystad.

Sugimura, Y., and Y. Suzuki (1988), A high-temperature catalytic oxidation method for the determination of non-volatile dissolved organic carbon in seawater by direct injection of a liquid sample, Mar. Chem., 24(2), 105–131.

Syvitski, J. P. (2003), Supply and flux of sediment along hydrological pathways: research for the 21st century, Glob. Planet. Change, 39(1), 1–11.

Syvitski, J. P., S. D. Peckham, R. Hilberman, and T. Mulder (2003), Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective, Sediment. Geol., 162(1), 5–24.

Syvitski, J. P., C. J. Vörösmarty, A. J. Kettner, and P. Green (2005), Impact of humans on the flux of terrestrial sediment to the global coastal ocean, Science, 308(5720), 376–380.

Taghavi, L., J.-L. Probst, G. Merlina, A.-L. Marchand, G. Durbe, and A. Probst (2010), Flood event impact on pesticide transfer in a small agricultural catchment (Montousse at Aurade, south west France), Int. J. Environ. Anal. Chem., 90(3-6), 390–405.

Taghavi, L., G. Merlina, and J.-L. Probst (2011), The role of storm flows in concentration of pesticides associated with particulate and dissolved fractions as a threat to aquatic ecosystems-Case study: the agricultural watershed of Save river (Southwest of France), Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst., (400), 06.

Taylor, J. K. (1987), Quality assurance of chemical measurements, CRC Press, 329 p.

Taylor, S. R., and S. M. McLennan (1985), The continental crust: its composition and evolution, United-States.

Thévenot, D. R., R. Moilleron, L. Lestel, M.-C. Gromaire, V. Rocher, P. Cambier, P. Bonté, J.-L. Colin, C. de Pontevès, and M. Meybeck (2007), Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn, Sci. Total Environ., 375(1–3), 180–203.

Thollet, F., J. Le Coz, G. Antoine, P. Fran\ccois, L. Saguintaah, M. Launay, and B. Camenen (2013), Influence de la granulométrie des particules sur la mesure par turbidimétrie des flux de matières en suspension dans les cours d'eau, Houille Blanche, (4), 50–56.

Thomassin, J. ., and S. Touze (2003), Le mercure et ses composés. Comportement dans les sols, les eaux et les boues de sédiments, 121 p.

Thomas, V. (2005), Etude des teneurs en mercure dans les eaux de la Romanche et la nappe de Champ sur Drac. Etude préliminaire pour l'observatoire PIMPU., Rapport de stage laboratoire, 48 p.

Torres, A., and J. L. Bertrand-Krajewski (2006), Amélioration des algorithmes d'étalonnage d'un spectromètre UV-visible pour le mesurage in situ en continu des polluants dans les effluents urbains, 8 p.

Ullrich, S. M., M. A. Ilyushchenko, T. W. Tanton, and G. A. Uskov (2007a), Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant: Part II: Contamination of the aquatic and terrestrial food chain and potential risks to the local population, Sci. Total Environ., 381(1–3), 290–306.

Ullrich, S. M., M. A. Ilyushchenko, I. M. Kamberov, and T. W. Tanton (2007b), Mercury contamination in the vicinity of a derelict chlor-alkali plant. Part I: Sediment and water contamination of Lake Balkyldak and the River Irtysh, Sci. Total Environ., 381(1–3), 1–16.

UNEP (2013), Global Mercury Assessment 2013 : Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport, UNEP Chemicals Branch, Geneva, Switzerland, 44 p.

Varrault, G. (2011), Les contaminants dans les milieux récepteurs sous forte pression urbaine, Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université Paris-Est, 89 p.

Verhoff, F. H., D. A. Melfi, and S. M. Yaksich (1980), River nutrient and chemical transport estimation, J. Environ. Eng. Div., 106(3), 591–608.

Vericat, D., M. Church, and R. J. Batalla (2006), Bed load bias: Comparison of measurements obtained using two (76 and 152 mm) Helley-Smith samplers in a gravel bed river, Water Resour. Res., 42(1), W01402.

Viers, J., B. Dupré, and J. Gaillardet (2009), Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database, Sci. Total Environ., 407(2), 853–868.

Vörösmarty, C. J., M. Meybeck, B. Fekete, K. Sharma, P. Green, and J. P. M. Syvitski (2003), Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments, Glob. Planet. Change, 39(1–2), 169–190.

Vörösmarty, C. J., P. B. McIntyre, M. O. Gessner, D. Dudgeon, A. Prusevich, P. Green, S. Glidden, S. E. Bunn, C. A. Sullivan, and C. R. Liermann (2010), Global threats to human water security and river biodiversity, Nature, 467(7315), 555–561.

Walling, D. E. (2006), Human impact on land–ocean sediment transfer by the world's rivers, Geomorphology, 79(3–4), 192–216.

Walling, D. E., and B. W. Webb (1985), Estimating the discharge of contaminants to coastal waters by rivers: Some cautionary comments, Mar. Pollut. Bull., 16(12), 488–492.

Walling, D. E., B. W. Webb, and J. C. Woodward (1992), Some sampling considerations in the design of effective strategies for monitoring sediment-associated transport, Eros. Sediment Transp. Monit. Programme River Basins, 210, 279–288.

Walling, D. E., Q. He, and W. H. Blake (2000), River flood plains as phosphorus sinks, IAHS Publ. Assoc. Hydrol. Sci., (263), 211–218.

Walling, D. E., M. A. Russell, and B. W. Webb (2001), Controls on the nutrient content of suspended sediment transported by British rivers, Sci. Total Environ., 266(1), 113–123.

Walling, D. E., P. N. Owens, J. Carter, G. J. L. Leeks, S. Lewis, A. A. Meharg, and J. Wright (2003), Storage of sediment-associated nutrients and contaminants in river channel and floodplain systems, Appl. Geochem., 18(2), 195–220.

Williams, G. P. (1989), Sediment concentration versus water discharge during single hydrologic events in rivers, J. Hydrol., 111(1), 89–106.

Xouillot, T., and I. Chouquet (2002), Les Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux du Drac : atouts et faiblesses de l'outil. Coloque international "L'eau en montagne"

Zgheib, S. (2009), Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire, Thèse de Doctorat, Ecole des Ponts ParisTech, 359 p.

Zgheib, S., R. Moilleron, M. Saad, and G. Chebbo (2011), Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?, Water Res., 45(2), 913–925.

Zhang, H., X. Feng, T. Larssen, G. Qiu, and R. D. Vogt (2010), In Inland China, Rice, Rather than Fish, Is the Major Pathway for Methylmercury Exposure, Environ. Health Perspect., 118(9), 1183–1188.

Table des figures

Figure 1-1 : Frise chronologiques des dates clés concernant la réglementation au niveau international, européen et national 12

Figure 1-2 : Directives pour la gestion intégrée de la qualité de l'eau 13

Figure 1-3 : Frise chronologique des principaux textes réglementaires au niveau européen 13

Figure 1-4 : Chronologie de l'application des réglementations européennes au niveau national 14

Figure 1-5 : Synthèse des substances prioritaires et leur recoupement avec les substances comprises dans les listes initiales I et II de la directive 76/464/CE 15

Figure 1-6 : Polluants réglementés dans la circulaire du 7 mai 2007 définissant l'état chimique des masses d'eaux (modifié à partir de [*Zgheib*, 2009]) 16

Figure 1-7 : Synthèse des principaux processus conditionnant le transport de particules en suspension dans un bassin versant 18

Figure 1-8 : Modes de transport des particules dans un chenal [*Pinto Martins*, 2008] 19

Figure 1-9 : Principales classes de relations entre concentration en MES et débit (modifié d'après [*Williams*, 1989]) 21

Figure 1-10 : Distribution théorique des champs de vitesse, des concentrations et des flux en MES ([*Dang*, 2011] d'après [*Coynel*, 2005]) 23

Figure 1-11 : Estimation des flux de sédiments (en Mt) exportés par les principales rivières françaises vers l'océan [*Cheviron et al.*, 2014] les cercles intérieurs et extérieurs représentent les valeurs observées 24

Figure 1-12 : Cycle simplifié de la propagation des polluants anthropiques dans les compartiments naturels 25

Figure 1-13 : Cycle global de l'azote, les flux en bleu sont les flux naturels et en orange les flux anthropiques, les nombres indiquent les flux en Tg par an pour les années 1990 [*Gruber and Galloway*, 2008] 27

Figure 1-14 : Cycle global du carbone dans les années 2000 (Unité des stocks en Gt de carbone et des flux nets en Gt C par an) [*Grace*, 2004] 29

Figure 1-15 : Distribution des concentrations en COP ($mg.L^{-1}$) en fonction des concentrations en MES ($mg.L^{-1}$) et pourcentage de COP dans les MES des différentes rivières mondiales [*Meybeck et al.*, 2005] 31

Figure 1-16 : Transfert des métaux dans l'environnement en milieu continental [*Gombert et al.*, 2012] 33

Figure 1-17 : Estimations actuelles des flux et réservoirs de mercure à la surface de la terre [*Driscoll et al.*, 2013] 38

Figure 1-18 : Origine des polluants dans les RUTP [*Butler and Clark*, 1995; *Chocat et al.*, 2007] 43

Figure 1-19 : Processus physiques, chimiques et biochimiques affectant la DBO5 au sein des réseaux d'assainissement [*Bertrand-Krajewski*, 2002] 46

Figure 1-20 : Contribution du ruissellement, des eaux usées et des sédiments déposés aux flux de MES et DBO_5 dans les RUTP (contributions minimum, maximum et moyennes sur 31 événement pluvieux) [*Chebbo and Gromaire*, 2004] 47

Figure 1-21 : Contributions des différentes sources de production de zinc total et leur évolution lors du transport dans le réseau (contributions minimum, maximum et moyennes sur 11 événement pluvieux) [*Chebbo and Gromaire*, 2004] 48

Figure 2-1 : a) Carte de localisation de Grenoble, b) Communes voisines et massifs montagneux entourant l'agglomération grenobloise 49

Figure 2-2 : Variation de la température et des précipitations à la station météorologique de Saint-Martin d'Hères (Données Météo France 1981-2000) 50

Figure 2-3 : Carte de localisation des bassins d'étude 50

Figure 2-4 : Géologie du bassin versant de l'Isère en amont de Grenoble (Source : BRGM, Alcayaga 2013) 52

Figure 2-5 : Modules de l'Isère à Grenoble et du Drac à Fontaine (Source : banque HYDRO) 53

Figure 2-6 : Ensemble des ouvrages hydrauliques EDF sur le bassin versant de l'Isère à Grenoble (Alcayaga, 2013) 54

Figure 2-7 : Ensemble des ouvrages hydrauliques EDF sur le bassin versant du Drac et de l'Isère à l'aval de Grenoble (site internet EDF) 55

Figure 2-8 : Carte d'occupation des sols du bassin versant de l'Isère à Grenoble (Données CORINE, Alcayaga 2013) 56

Figure 2-9 : Carte d'occupation du sol de l'agglomération grenobloise [*Egis*, 2012b] 57

Figure 2-10 : Répartition de l'activité industrielle sur le bassin versant de l'Isère issue de l'étude RSDE1 [*Minaudo*, 2011] 59

Figure 2-11 : Ensemble des communes appartenant à la zone propre d'Aquapole (Métro 2012) 61

Figure 2-12 : Bassins versants des 4 principaux DO de l'agglomération grenobloise (Source: Métro) 64

Figure 2-13 : Station d'épuration d'Aquapole vue du ciel [*Métro*, 2011] 65

Figure 2-14 : Schéma de fonctionnement de la station d'épuration Aquapôle [*Société Dauphinoise d'Assainissement*, 2010] 66

Figure 2-15 : Concentrations maximales autorisées en sortie de station d'Aquapole par arrêté préfectoral [*Métro*, 2012] 66

Figure 2-16 : Débits moyens journaliers (données EDF) les jours de prélèvement du suivi « Eau et MES » de l'AE (2000 et 2009) aux stations Isère campus et Drac à Fontaine 70

Figure 2-17 : Concentrations en Nickel dans les MES de l'Isère à la station campus et du Drac à Fontaine mesurées dans le cadre du suivi « Eau et MES » de l'AE (2000-2009) 70

Figure 2-18 : Substances quantifiées dans plus de10 % des Step urbaines [*Greaud-Hoveman et al.*, 2008] 71

Figure 2-19 : Carte des rejets industriels de métaux (campagne RSDE 1) sur l'ensemble du bassin versant de l'Isère à sa confluence au Rhône (Source : [*Minaudo*, 2011]) 74

Figure 2-20 : Carte des impacts potentiels identifiés suite aux rejets de métaux sur les différents cours d'eau du département de l'Isère [*AERMC and MEEDA*, 2007] 75

Figure 2-21 : Zoom de la représentation cartographique des stations RNB/RCB où les NQE sont dépassées et des établissements rejetant les substances concernées en amont de ces stations [*AERMC and MEEDA*, 2007] 76

Figure 2-22 : Distribution mondiale des usines de chlore alcali (CAPs : Chlor-Alkali Plants) en activité, reconverties à des technologies sans mercure ou fermées [*Kocman et al.*, 2013] ... 77

Figure 2-23 : Concentrations en Hg dans les sols et les lichens autours de l'usine de Chlore-Alcali de Jarrie [*Grangeon et al.*, 2012] 78

Figure 2-24 : Profils de concentrations en mercure en fonction de la distance à l'usine de Chlore-Alcali [*Grangeon et al.*, 2012] 78

Figure 3-1 : Répartition des points de mesures mis en place dans le cadre de la thèse et du schéma directeur d'assainissement (SDA) ainsi que les points du réseau de contrôle de surveillance de l'AE 85

Figure 3-2 : Carte de la zone de confluence Romanche Drac à Jarrie [*Guédron et al.*, 2013] et photo vue du ciel (google earth) 86

Figure 3-3 : Localisation des points de mesure de débit et de turbidité disponibles dans la zone géographique d'étude 87

Figure 3-4 : Equipements en fonctionnement à la station Isère campus (LTHE) 88

Figure 3-5 : Courbe de tarage de l'Isère à la station Campus entre 1992 et 2012 (tous tarages) 88

Figure 3-6 : Courbe MES-Turbidité établie à la station Isère campus depuis 2006 (LTHE) 89

Figure 3-7 : Relation entre les différents paramètres de qualité de l'eau et le spectre émis et mesuré par la sonde spectrométrique (d'après documentation S::can) 90

Figure 3-8 : Photographies prises lors de l'installation de la sonde à la station campus (juin 2011) 90

Figure 3-9 : Relation MES-Turbidité du Drac à Fontaine (données EDF/ILL, calibration lors des crues de mai à juillet 2010 et 2011) 91

Figure 3-10 : Relation MES-Turbidité de l'Isère à Tullins (données EDF, calibration 2007-2012) 92

Figure 3-11 : Comparaison des chroniques de MES de l'Isère à Veurey et à Tullins pendant la période d'enregistrement commun (mai à juillet 2011) de la turbidité 92

Figure 3-12 : Localisation des pluviomètres existants sur l'agglomération grenobloise (Egis) 96

Figure 3-13 : Répartition spatiale du cumul annuel moyen (mm) entre 1996 et 2010 (modifié à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'Agglomération Grenobloise) 98

Figure 3-14 : Comparaison du suivi des volumes déversés au DO Mogne par la télégestion et par les mesures du SDA [*Egis*, 2012a] 99

Figure 3-15 : Emplacement des mesures de hauteur d'eau et des préleveurs automatiques au sein de la station d'épuration Aquapole 100

Figure 3-16 : Répartition des pluies au pluviomètre Philippeville entre 1996 et 2010 et situation des pluies échantillonnées (Adapté à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'agglomération grenobloise) 101

Figure 3-17 : Intensité des pluies échantillonnées et débits de l'Isère à la station Campus . 101

Figure 3-18 : Protocole de conditionnement des ETM dissous et particulaires 105

Figure 3-19 : Protocole de conditionnement du mercure total dissous (HgTD) et particulaire (HgTP) et du méthylmercure (MMHgD) 105

Figure 3-20 : Protocole de conditionnement du carbone organique dissous et particulaire 106

Figure 4-1 : Schéma de montage du dosage analytique du mercure total dissous [*Cossa et al.*, 2003] 112

Figure 4-2 : Schéma du montage analytique du monométhylmercure dans l'eau [*Cossa et al.*, 2003] 114

Figure 4-3 : Chaîne catalytique automatisée du mercure particulaire [*Dang*, 2011] 115

Figure 4-4 : Photographies de l'ICP-AES Varian 720ES (a), du TOC VCSN Shimadzu (b), du LECO CS-125 (c) et du CV-AFS Tékran (d) 115

Figure 5-1 : Test de l'homogénéité des MES dans la section de l'Isère à la station campus lors de la Chasse de l'Arc 2006 [*Mano*, 2008] 123

Figure 5-2 : Ecart absolu entre la concentration en MES mesurée et la concentration en MES calculée par la relation MES-turbidité et flux de MES calculés a) en 2011-2012, b) zoom sur 20 jours 124

Figure 5-3 : Incertitudes associées à l'estimation d'une concentration moyenne événementielle [*Bertrand-Krajewski and Bardin*, 2001] 126

Figure 6-1 : Comparaison des débits médians sur 5 jours de l'Isère à Grenoble en 2011 (a) et 2012 (b) avec les débits médians sur 5 jours entre 1960 et 2010 (Données Banque Hydro) 133

Figure 6-2 : Comparaison des débits médians sur 5 jours du Drac à Fontaine en a) 2011 et b) 2012 avec les débits médians sur 5 jours entre 1984 et 2009 (Données Banque Hydro) 133

Figure 6-3 : Comparaison des débits médians sur 5 jours de l'Isère à Saint-Gervais en a) 2011 et b) 2012 avec les débits médians sur 5 jours 1969 et 2009 (Données Banque Hydro) 133

Figure 6-4 : Comparaison des écarts entre les débits médians mensuels en 2011 et 2012 et les débits interannuels aux trois stations de suivi 134

Figure 6-5 : Conditions hydrologiques annuelles aux stations de mesures durant la période de prélèvement (comparaison des débits annuels Qa et Qinterannuel, données banque hydro) 135

Figure 6-6 : Distribution des MES durant la période 2011-2012 sur le Drac et l'Isère à l'amont et à l'aval de la confluence avec le Drac (quantiles à 25, 75 et 50 % (médiane), les moustaches indiquent les valeurs extrêmes, et les croix la moyenne des n valeurs) 136

Figure 6-7 : Chroniques de débit, MES (par turbidité et prélèvements manuels analysés en laboratoire) aux trois points de suivis, a) Isère amont agglomération à la station campus, b) Drac à Fontaine, c) Isère aval agglomération 138

Figure 6-8 : Identification et type d'événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ sur l'Isère à la station campus 140

Figure 6-9 : Identification des événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ sur le Drac à Fontaine 141

Figure 6-10 : Identification des événements supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ sur l'Isère à Tullins 142

Figure 6-11 : Episodes de transport de MES à la station Isère campus dus à la fonte des neiges sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération) 145

Figure 6-12 : Episodes de fort transport en suspension liés à des crues d'automne sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération) 146

Figure 6-13 : Episodes de fort transport en suspension liés à des laves torrentielles sur le bassin de l'Isère (Précipitation moyenne sur l'agglomération) 147

Figure 6-14 : Localisation des sites de mesures sur l'Arc et l'Isère lors de la chasse de l'Arc 2012 (Source Irstea: modifiée d'après [*Antoine*, 2013]) 148

Figure 6-15 : Propagation des MES lors de la chasse hydraulique 2012 depuis le barrage de St Martin la Porte le plus aval sur l'Arc jusqu'à la station campus sur l'Isère 150

Figure 6-16 : Chroniques de débits et de MES à la station campus lors des chasses hydrauliques de l'Arc 2011 et 2012 (Précipitation moyenne sur l'agglomération)..... 150

Figure 6-17 : Chronique du débit à Saint-Gervais et des MES à Tullins durant le curage de la retenue de Saint-Egrève de mi-mai à fin juillet 2011 (Précipitation moyenne sur l'agglomération) 151

Figure 6-18 : Ecart entre les concentrations en MES horaires à la station Isère campus et à Tullins pendant le curage de la retenue de Saint-Egrève 151

Figure 6-19 : Chroniques du débit à Saint-Gervais et des MES à Tullins lors des chasses hydrauliques de la retenue de Saint-Egrève en juin 2012 152

Figure 6-20 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur l'Isère à la station campus 153

Figure 6-21 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur le Drac à Fontaine 153

Figure 6-22 : Evolution de la relation débit-concentration au cours d'événements de fort transport en suspension sur l'Isère à Tullins 154

Figure 6-23 : Flux annuels de MES sur l'Isère à la station Isère campus depuis 1994 (données de MES journalières de 1994 à 2005 [*Dumas*, 2007], puis par sonde de turbidité depuis 2006) 155

Figure 6-24 : Flux mensuels de MES exprimés en pourcentage du flux annuel sur l'Isère et le Drac 156

Figure 6-25 : Comparaison des flux en entrée de Grenoble et en sortie de Grenoble..... 157

Figure 6-26 : Flux cumulé de MES en fonction du pourcentage de temps par année à la station Isère campus A) entre 2006 et 2012, B) en 2011 et 2012 160

Figure 6-27 : Flux cumulé de MES en fonction du pourcentage de temps par année en 2011 et 2012 sur l'Isère et le Drac 160

Figure 6-28 : Evolution des flux cumulés en 2011 et 2012 en fonction du nombre de jours sur l'Isère et le Drac..... 161

Figure 6-29 : Evolution des flux cumulés sur l'Isère à la station campus a) en 2011 et b) en 2012..... 161

Figure 6-30 : Cumuls pluviométriques annuels au pluviomètre Philippeville (Source : données Métro, voir Chapitre 2 paragraphe I.3) 162

Figure 6-31 : Cumuls moyens mensuels de pluie à Grenoble entre 1996 et 2010 et durant les années 2011 et 2012 (pluviomètre Philippeville, données Metro) 163

Figure 6-32 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de 3 pluies de printemps échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère aval 165

Figure 6-33 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de deux pluies d'été échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey 166

Figure 6-34 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de pluies d'automne échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey 167

Figure 6-35 : Chroniques de débits et de MES de l'Isère et du Drac lors de pluies d'hiver échantillonnées a) Drac, b) Isère Campus, c) Isère à Veurey..... 168

Figure 6-36 : Proportion des déversements du système d'assainissement en 2011 et 2012 170

Figure 6-37 : Comparaison des volumes journaliers moyens en sortie de Step en 2011 et 2012..... 171

Figure 6-38 : Volumes journaliers moyens déversés en sortie de la station d'épuration Aquapole en 2011 et 2012 171

Figure 6-39 : Débits journaliers des rejets Step exprimés en pourcentage du débit journalier moyen de l'Isère à Saint –Gervais en 2011 et 2012..... 172

Figure 6-40 : Volumes déversés par chacun des principaux DO et par l'ensemble des DO secondaires (2 000 <DO< 10 000 EH) et < 2000 EH exprimés en pourcentage du volume total déversé par tous les DO 173

Figure 6-41 : Nombre de déversements annuels des 4 principaux DO entre 2008 et 2012 (Données Metro) (Données non disponibles pour le DO Grande Saulne avant 2010)..... 174

Figure 6-42 : Déversements journaliers des DO principaux et secondaires en 2011 et 2012 (les événements échantillonnés sont indiqués par une flèche) 175

Figure 6-43 : Variabilité spatiale des volumes déversés par les différentes tailles des DO lors des événements pluvieux échantillonnés 176

Figure 6-44 : Variabilité temporelle des volumes déversés par les 4 principaux DO 176

Figure 6-45 : Evolution des concentrations en MES journalières moyennes en sortie de Step et de la pluviométrie, et pluie échantillonnées en 2011 et 2012 178

Figure 6-46 : Variabilité des concentrations en MES dans l'ensemble des DO échantillonnés lors des 9 campagnes de temps de pluie (les données pour les DO<10 000 EH sont issues de plusieurs DO lors des 9 campagnes) 179

Figure 6-47 : Variabilité intra évènement des concentrations en MES dans les 4 principaux DO lors de chaque épisode pluvieux échantillonné 181

Figure 6-48 : Réponse des concentrations en MES déversées par les 4 principaux DO et le DO Step en fonction du cumul pluviométrique enregistré en moyenne sur l'agglomération 181

Figure 6-49 : Répartition des flux de MES déversés par les DO et par la Step lors des campagnes de temps de pluie (le rejet Step comprend les rejets par le DO Step) 183

Figure 6-50 : Flux de MES transités dans le milieu naturel et déversé par le réseau lors des campagnes de temps de pluies échantillonnées 184

Figure 6-51 : Comparaison des flux calculés à partir des concentrations mesurées lors de chaque événement pluvieux échantillonné, des concentrations moyennes sur les 9 pluies et des concentrations mensuelles mesurées au niveau du DO Step 185

Figure 6-52 : a) Flux journaliers de MES en sortie de la station d'épuration Aquapole en 2011 et 2012 b) proportion des flux de MES journaliers rejetés par la Step par rapport au flux transité dans le milieu récepteur à l'aval de la Step (les flèches indiquent les pluies échantillonnées) 188

Figure 6-53 : a) Flux journaliers de MES déversés par l'ensemble des DO estimés à partir des concentrations mesurées lors des campagnes de temps de pluie en 2011 et 2012 b) proportion des flux de MES journaliers rejetés par les DO par rapport au flux transité dans le milieu récepteur à l'amont des principaux DO (les flèches indiquent les pluies échantillonnées) 189

Figure 6-54 : Comparaison des flux de MES transités dans le milieu récepteur à l'amont et à l'aval de Grenoble avec ceux rejetés par le réseau en 2011 et 2012 190

Figure 7-1 : Moyennes, médianes, et 1er et 3ème quartiles des concentrations a) en phosphore total et b) en azote kjeldahl issues des suivis du suivi LTHE, Egis et AE, sur la période 2011-2012 (n=nombre de valeurs, et les p values indiquent la significativité de la différence entre les trois jeux de données) 197

Figure 7-2 : Moyennes, médianes, et 1er et 3ème quartiles a) de la DBO_5 et b) de la DCO mesurées lors des suivis du suivi LTHE, Egis et AE, sur la période 2011-2012 198

Figure 7-3 : Concentrations en a) Ptot et b) NTK aux stations de suivi amont et aval agglomération issues de la mise en commun des données LTHE et Egis pour le Ptot et LTHE pour le NTK 199

Figure 7-4 : Concentrations a) en DBO_5 et b) DCO aux stations de suivi amont et aval agglomération issues de la mise en commun des données LTHE, Egis et AE 200

Figure 7-5 : Concentrations en a) COD ($mg.L^{-1}$) et b) COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) aux stations de suivi amont et aval agglomération issues des mesures LTHE 200

Figure 7-6 : Evolution temporelle a) COD, b) COP (exprimé en pourcentage de la concentration en MES, c) DCO, d) DBO_5), e) NTK et Ptot) aux stations de suivi du milieu naturel entre avril 2011 et juillet 2012. 202

Figure 7-7 : Concentrations en carbone organique dissous et pourcentage de carbone organique particulaire par kg de MES à la station Isère Campus 203

Figure 7-8 : Concentrations en a) DBO_5, b) DCO, c) NTK et d) Ptot en sortie de la Step Aquapole (données issues de l'autosurveillance sur échantillons moyens 24h) 204

Figure 7-9 : Concentrations en COD et COP en sortie de la Step Aquapole (échantillons moyens 24h et durée de l'événement pour les campagnes de temps de pluie) 205

Figure 7-10 : Variabilité des concentrations en a) COP, b) COD c) DBO_5, d) DCO, e) NTK et f) Ptot dans l'ensemble des DO lors des neuf campagnes de temps de pluie 207

Figure 7-11 : Variabilité intra événement des concentrations en a) COP, b) COD c) DBO_5, d) DCO, e) NTK et f) Ptot dans les quatre principaux DO lors de chaque événement pluvieux échantillonné 208

Figure 7-12 : Concentrations en carbone organique dissous en fonction du débit et des MES à la station Isère campus 210

Figure 7-13 : COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) en fonction de la concentration en MES aux trois stations de suivi : a) Isère campus entre 2006-2008 et 2011-2012 ; b) Drac à Pont de Claix 2011-2012 ; c) Isère à Veurey 2011-2012 211

Figure 7-14 : Concentrations en phosphore total en fonction de la concentration en MES à la station Isère campus (à partir des données du suivi LTHE) 212

Figure 7-15 : Concentrations dans les RUTP des quatre principaux DO en fonction a) du cumul pluviométrique et b) de l'intensité maximale de la pluie sur 1h 213

Figure 7-16 : Pourcentages des flux cumulés d'eau, de MES et de COP en fonction du temps en 2011 et 2012 215

Figure 7-17 : Concentrations en COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) par régimes hydrologiques à partir des jeux de données 2011-2012 et 2006-2012 216

Figure 7-18 : Concentrations en COP (exprimées en pourcentage de la concentration en MES) en fonction du débit sur la période 2006 et 2012 217

Figure 7-19 : Chronique des concentrations en COP mesurées et calculées à partir de concentrations moyennes par régimes hydrologiques exprimées a) en COP (%), b) en $mg.L^{-1}$ 217

Figure 7-20 : Concentrations en COP calculées et mesurées a) en COP(%), b) en $mg.L^{-1}$, c) concentrations en COP mesurées en fonction des concentrations en MES mesurées 218

Figure 7-21 : Comparaison des concentrations en COP mesurées et calculées à partir de la relation COP-MES, exprimées a) en COP (%) b) en COP ($mg.L^{-1}$) 219

Figure 7-22 : Concentrations en COP calculées en fonction des concentrations en COP mesurées 219

Figure 7-23 : Ecart type sur le flux de COP annuel en fonction du temps d'autocorrélation de l'erreur sur les relations MES-turbidité, hauteur-débit et MES-COP 220

Figure 7-24 : Concentrations en COP calculées par la sonde spectrométrique avec la calibration locale en fonction des concentrations en COP mesurées [*Arnaud*, 2012] 222

Figure 7-25 : Chronique des concentrations en COP reconstituées à partir des mesures spectrométriques traitées par algorithme PLS et concentrations en COP mesurées 222

Figure 7-26 : Dispersion des écarts en concentrations en COP mesurées et calculées par la sonde spectrométrique et par la relation COP-MES 223

Figure 7-27 : Flux de COP estimés à partir de la relation COP-MES observée sur l'Isère à la station campus appliquée aux données depuis 2007 224

Figure 7-28 : Flux événementiels de DCO, DBO5, NTK et Ptot rejetés par les principaux DO lors des neuf campagnes de temps de pluie 225

Figure 7-29 : Bilans annuels des flux de paramètres globaux dans le milieu récepteur et en sortie du système d'assainissement en 2011 et 2012 232

Figure 7-30 : Flux de DBO5, DCO, NTK et Ptot déversés par les RUTP et la Step exprimés en pourcentage du flux transité dans le milieu récepteur lors des neuf campagnes de temps de pluie 233

Figure 8-1 : Moyennes, médianes, et 1^{er} et $3^{ème}$ quartiles des concentrations en ETM dans les MES à la station Isère campus issues des suivis AERMC (2004-2009), LTHE crue décennale

2008 et LTHE 2011-2012 (les p value notées indiquent la significativité de la différence entre les trois jeux de données) 242

Figure 8-2 : Distribution statistique des teneurs en ETM particulaires dans les MES aux 4 stations de suivi sur l'Isère et le Drac entre 2011 et 2012 (Campagnes régulières) (p indique ici la significativité de l'écart entre les quatre séries de données) 244

Figure 8-3 : Variation temporelles des concentrations en ETM particulaires aux stations de suivi amont et aval agglomération 246

Figure 8-4 : Teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn dans les MES de l'Isère à la station campus en fonction a) des concentrations en MES et b) du débit 248

Figure 8-5 : Teneurs en As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn dans les MES de l'Isère à la station campus en fonction de la teneur en carbone organique particulaire (COP) 249

Figure 8-6 : Concentrations en arsenic et en nickel (exprimées en $\mu g.L^{-1}$) en fonction du débit à la station Isère campus 250

Figure 8-7 : Teneurs en COP dans les MES durant les différents régimes hydrologiques sur l'Isère à la station campus (les données de régime de base, chasses et crues correspondent au suivi 2011-2012) 250

Figure 8-8 : Teneurs en As, Cr, Cu, a) non normalisées et b) normalisées par la concentration en COP, à la station Isère campus en régime de base (B), lors des chasses de l'Arc (Ch), lors des crues 2011-2012 (Cr) (p(X/Y) indique le degré de significativité de l'écart entre les séries X et Y) 251

Figure 8-9 : Teneurs en, Ni, Pb et Zn, a) non normalisées et b) normalisées par la concentration en COP, à la station Isère campus en régime de base (B), lors des chasses de l'Arc (Ch), lors des crues 2011-2012 (Cr) (p(X/Y) indique le degré de significativité de l'écart entre les séries X et Y) 252

Figure 8-10 : Contributions des différents rejets de la Step Aquapole au rejet total d'ETM particulaires de la Step en 2011 et 2012 261

Figure 8-11 : Flux d'ETM particulaires (kg) déversés par l'ensemble des DO, par le DO Step et l'écrêtage et par les eaux traitées de la Step (en temps sec et en temps de pluie) en 2011 et 2012 et proportion du déversement total du système d'assainissement 263

Figure 8-12 : Flux d'ETM particulaires estimés sur l'ensemble des points de mesure du système grenoblois 265

Figure 9-1 : Concentrations médianes en Hg dans les sédiments du Drac et de l'Isère aux stations de suivi AE de leur source jusqu'à Grenoble (Données brutes issues du suivi AE) (2003-2012 pour les stations Isère et Drac à Fontaine et Chauffayer, 2008-2011 à Champoleon et Vif) 269

Figure 9-2 : Localisation des stations de suivi AE Romanche à Jarrie et canal à Jarrie à l'amont et à l'aval de la zone industrielle de Champ sur Drac (Source : AE)..... 270

Figure 9-3 : Concentrations moyennes en Hg dans les sédiments du Drac et de la Romanche aux stations de suivi AE de leurs sources jusqu'à Grenoble (Données issues du suivi AE, 2003 -2012) 271

Figure 9-4 : Comparaison des concentrations en Hg dans les sédiments et les MES aux stations Isère Campus et Drac à Fontaine (Données AE) 272

Figure 9-5 : Distribution statistique du mercure particulaire aux différents points de suivi 2011-2012 274

Figure 9-6 : Variation temporelle du mercure particulaire aux différents points de suivi 2011-2012 275

Figure 9-7 : Concentrations en COP, en HgTP et en HgTP normalisé par la concentration en COP dans les MES à la station Isère Campus en fonction du régime hydrologique 276

Figure 9-8 : Distribution statistique du mercure dissous aux différents points de suivi (2011-2012)..... 276

Figure 9-9 : Concentrations en MeHg sur échantillons filtrés aux stations de suivi en 2011-2012 277

Figure 9-10 : Variation temporelle du mercure total dissous aux quatre points de suivi réguliers..... 278

Figure 9-11 : Variation temporelle du mercure dissous dans le Drac à Pont de Claix et à Fontaine..... 279

Figure 9-12 : Coefficient de distribution du mercure dans l'Isère et le Drac en amont et en aval de l'agglomération 280

Figure 9-13 : Relation entre le HgTP dans les MES et les concentrations en a) MES, b) Débit, c) COP (% rapporté à la masse de MES) aux différents sites durant les campagnes en régime de base 281

Figure 9-14 : Teneurs en mercure total dans les MES à la station campus en fonction a) du débit, b) de la concentration en MES et c) du COP sur la période 2011-2012 (Rs : coefficient de Spearman, p le niveau de significativité du coefficient) 282

Figure 9-15 : Teneurs en HgTP mesurées lors de l'ensemble des événements de fort transport sédimentaire suivis sur l'Isère à la station campus..... 283

Figure 9-16 : Concentrations en HgTD en fonction des concentrations en COD à la station Isère campus 283

Figure 9-17 : Concentrations en HgTP en sortie de Step par temps sec et par temps de pluie (échantillon composite 24 h en temps sec et sur la durée du déversement en temps de pluie) 284

Figure 9-18 : Concentrations en mercure particulaire dans les principaux DO et en entrée de la Step d'Aquapole lors de quatre des neuf pluies échantillonnées 285

Figure 9-19 : Flux de HgT (kg.an^{-1}) apportés par le Drac et par l'Isère et proportion dans le flux de l'Isère à l'aval de Grenoble 287

Figure 9-20 : Estimation des flux moyens de HgTP (kg.an^{-1}) déversés par la Step, et contributions au rejet total de chaque type de rejet 290

Figure 9-21 : Estimation des flux moyens de HgTP et HgTD (kg.an^{-1}) dans les rejets d'eaux traitées en temps sec à la Step, et pourcentage du flux total 291

Figure 9-22 : Flux de HgTP (en kg.an^{-1}) et proportions des différents rejets du système d'assainissement 292

Figure 9-23 : Synthèse des flux transités dans le milieu naturel et dans le système d'assainissement, exprimés en kg.an-^{1} et en pourcentage du flux transporté dans l'Isère à l'aval de Grenoble en 2011 et 2012, borne a) moyenne et b) maximum des flux déversés par le système d'assainissement 293

Table des tableaux

Tableau 1-1 : Synthèse des grandes familles de micropolluants minéraux et organiques..... 11

Tableau 1-2 : Synthèse des objectifs de réduction des rejets et émissions pour les différentes listes de substances réglementées au niveau national et européen (Egis) 17

Tableau 1-3 : Synthèse des études sur la part du transport de particules dans plusieurs bassins versants de tailles et de types variés dans le monde [*Mano*, 2008] 20

Tableau 1-4 : Principales estimations des flux de carbone exportés par les fleuves mondiaux vers les océans ($GtC.an^{-1}$) [*Dang*, 2011] 30

Tableau 1-5 : Concentrations en Hg total et en méthylmercure mesurées dans les eaux et sols français [*Bisson et al.*, 2010] 39

Tableau 1-6 : Ordres de grandeur de la fraction particulaire en masse de quelques polluants contenus dans les RUTP [*Chocat et al.*, 2007]..... 42

Tableau 1-7 : Contribution en % de chaque type de ruissellement au ruissellement total sur le bassin du Marais à Paris [*Gromaire et al.*, 2001] 44

Tableau 1-8 : Niveaux de contaminations métalliques des eaux usées de temps sec sur quelques bassins issus de la littérature [*Becouze-Lareure*, 2010] (valeurs min-max, (moyenne), [médianes])..... 45

Tableau 1-9 : Concentrations en étaux mesurées dans les rejets urbains par temps de pluie (valeurs min-max, (moyenne), [médianes]) [*Zgheib*, 2009]..... 46

Tableau 1-10 : Contributions médianes (%) des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses métalliques mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant unitaire du Marais à Paris [*Gromaire et al.*, 2001] 47

Tableau 2-1 : Récapitulatif des ouvrages présents sur le territoire de la Métro 62

Tableau 2-2 : Linéaire et typologie des réseaux de collecte gérés par la Métro [*Métro*, 2012] 62

Tableau 2-3 : Caractéristiques des principaux DO [*Egis*, 2012a] 63

Tableau 2-4 : Normes de qualité environnementales définies par la réglementation européenne et française pour les éléments traces méttaliques étudiés 67

Tableau 2-5 : Etat chimique de l'Isère et substances déclassantes de sa source jusqu'à Grenoble 68

Tableau 2-6 : Etat chimique du Drac et substances déclassantes de sa source jusqu'à sa confluence avec l'Isère 68

Tableau 2-7 : Liste des substances dangereuses quantifiées en entrée et sortie d'Aquapole lors de la campagne RSDE 1 en 2003 (Données Métro) 72

Tableau 2-8 : Substances quantifiées au moins une fois dans les rejets de la Step Aquapole lors des campagnes RSDE 2 (surveillance initiale) (Données Métro) 72

Tableau 3-1 : Synthèse des mesures sur le milieu récepteur réalisées dans le cadre de la thèse 93

Tableau 3-2 : Synthèse des mesures sur le milieu récepteur réalisées dans le cadre du SDA 95

Tableau 3-3 : Synthèse des données pluviométriques disponibles sur l'aire grenobloise (modifié à partir du rapport d'avancement phase 1 étape 1 de l'étude du SDA de l'agglomération grenobloise) 97

Tableau 3-4 : Cumuls annuels pluviométriques de 1996 à 2010 aux 6 stations de période d'enregistrement supérieur à 10 ans (Source : Egis) 97

Tableau 3-5 : Synthèse des mesures réalisées sur le réseau de collecte et d'assainissement dans le cadre du Schéma Directeur d'Assainissement 102

Tableau 3-6 : Synthèse des mesures réalisées sur les DO lors des 9 campagnes d'échantillonnage en temps de pluie 103

Tableau 3-7 : Synthèse des mesures réalisées sur le système d'assainissement dans le cadre de la thèse 103

Tableau 4-1 : Synthèse des incertitudes types liées à l'analyse des nutriments et du carbone 110

Tableau 4-2 : Rendements d'extractions calculés dans cette étude à partir du MRC BRM 320 (LTHE) 111

Tableau 4-3 : Limites de détection des ETM par dosages ICP-AES obtenues lors de nos mesures 111

Tableau 4-4 : Moyennes et intervalles de confiance à 95 % pour les valeurs mesurées et les valeurs certifiées 113

Tableau 5-1 : Incertitudes globales sur la mesure des concentrations dans le réseau calculés dans cette étude 126

Tableau 5-2 : Incertitudes relatives sur les flux événementiels déversés par les DO calculés dans cette étude 127

Tableau 5-3 : Estimation des incertitudes relatives sur le flux annuels issus des DO (calcul en fixant l'incertitude sur le débit à 30 % et en calculant l'écart type sur les concentrations observées sur les 9 événements pluvieux) 127

Tableau 6-1 : Débits instantanés minimum et maximum et moyens annuels 2011 et 2012 aux trois stations de suivi et débits moyens interannuels 135

Tableau 6-2 : Valeurs extrêmes et moyennes des concentrations en MES rencontrées en 2011-2012 139

Tableau 6-3 : Récapitulatif des épisodes de fort transport de MES en 2011 et 2012 (> 2 $g.L^{-1}$) sur l'Isère et le Drac, type et durée de l'événement, débit et MES maximums enregistrés (événements échantillonnés en bleu) 143

Tableau 6-4 : Distributions spatiale et temporelle des bilans de masse de sédiments sur l'ensemble des chasses de l'Arc depuis 2006 [*Antoine*, 2013] 149

Tableau 6-5 : Valeurs extrêmes rencontrées durant la période de mesure sur nos trois points de suivi 154

Tableau 6-6 : Flux annuels de MES aux trois stations de suivi des MES en 2011 et 2012 (2011-2012 correspond à l'année hydrologique) 155

Tableau 6-7 : Critères statistiques décrivant les flux de MES dans une rivière proposés par [*Meybeck et al.*, 2003] 159

Tableau 6-8 : Valeurs de quelques indicateurs statistiques calculés à partir des données horaires 2011-2012 pour les bassins d'étude 159

Tableau 6-9 : Caractéristiques des événements déversant échantillonnés en 2011 et 2012 (données SD) 163

Tableau 6-10 : Synthèse des conditions du milieu récepteur lors des épisodes pluvieux échantillonnés (débit et concentrations en MES moyens sur le temps j,j+1 et j+2) 169

Tableau 6-11 : Synthèse des volumes déversés en sortie de Step Aquapole en 2011 et 2012 170

Tableau 6-12 : Comparaison des débits journaliers moyens du DO de la Step, en sortie de Step et dans le milieu récepteur (débit moyen, (minimum, maximum)) 172

Tableau 6-13 : Données hydrauliques en 2011 et 2012 des déversoirs d'orages principaux (DO>10 000 EH), secondaires (2000<DO<10 000 EH) et inférieurs à 2000 EH (estimés pour 2012) 173

Tableau 6-14 : Répartition des rejets par classes de volumes rejetés aux 4 principaux DO en 2011 [*Métro*, 2011] 174

Tableau 6-15 : Proportion des déversements de l'ensemble des DO et de la Step lors des pluies échantillonnées 177

Tableau 6-16 : Concentrations minimum-maximum et [moyenne] en MES en sortie de Step Aquapole en 2011 et 2012 178

Tableau 6-17 : Concentrations moyennes événementielles en MES sur l'ensemble des DO et en entrée et sortie de Step lors des 9 événements suivis (concentrations événementielles moyennes en $g.L^{-1}$) 179

Tableau 6-18 : Concentrations moyennes en MES par taille de DO lors des 9 événements pluvieux suivis (concentrations moyennes, minimum et maximum) 180

Tableau 6-19 : Comparaison des concentrations en MES mesurées dans les bassins unitaires de l'agglomération grenobloise avec des bassins unitaires d'autres agglomérations françaises 180

Tableau 6-20 : Flux de MES déversés par le système d'assainissement lors des neufs événements pluvieux suivis (le DO Step est inclus dans les rejets) 183

Tableau 6-21 : Comparaison des flux spécifiques calculés sur les bassins des principaux DO grenoblois avec des exemples de la littérature (min-max, (médiane), *d10, d90) 184

Tableau 6-22 : Synthèse des flux de MES calculés à partir de la moyenne et médiane à chaque DO sur les neufs événements déversants échantillonnés ou la moyenne mensuelle au DO Step 186

Tableau 6-23 : Synthèse des flux de MES déversés en sortie de Step en 2011 et 2012 (les rejets du DO Step sont compris dans les rejets totaux vers l'Isère) 187

Tableau 6-24 : Synthèse des flux de MES déversés par l'ensemble des DO du réseau en 2011 et 2012 189

Tableau 6-25 : Synthèse des flux de MES déversés par l'ensemble du réseau en 2011 et 2012 190

Tableau 7-1 : Limites de quantification des mesures issues des 3 bases de données étudiées (LQ en rouge supérieures ou égales à la limite de bon état définie en application de la DCE, LQ en vert inférieures) *limite issue du SEQ Eau 196

Tableau 7-2 : Synthèse des bases de données comparables pour chaque paramètre à la station Isère campus (les croix indiquent les données disponibles et la couleur verte celles conservées pour les calculs de flux) 198

Tableau 7-3 : Concentrations moyennes en DBO_5, DCO, NTK, Ptot, COP et COD en sortie de la Step Aquapole en 2011 et 2012 (minimum-maximum, moyenne, (écart type)) 205

Tableau 7-4 : Concentrations minimum-maximum (médianes) [moyenne] en DBO_5, DCO, Ptot et NTK lors des événements pluvieux échantillonnés 206

Tableau 7-5 : Bilan des flux de DBO5, DCO, NTK et Ptot dans l'Isère et le Drac en 2011 et 2012 214

Tableau 7-6 : Flux de COP mesurés par application d'une concentration moyenne par régime hydrologique (flux moyen, (IC à 95%)) 218

Tableau 7-7 : Incertitudes relatives globales sur les flux annuels de COP calculés pour différentes incertitudes sur le débit avec un temps de corrélation de l'erreur fixé à une demi-heure ou à un jour (résultats exprimés en %) 220

Tableau 7-8 : Comparaison des flux de COP estimés par les trois méthodes présentées, sur les périodes d'enregistrement de la sonde spectrométrique (*en 2011, l'enregistrement de la sonde spectrométrique a débuté le 6 juin 2011, ** données disponibles en 2012 du 10 mars au 12 septembre) 223

Tableau 7-9 : Flux déversés par le système d'assainissement lors des neufs événements pluvieux suivis (le DO Step est ici inclus dans les rejets) 226

Tableau 7-10 : Comparaison des flux spécifiques calculés sur les bassins des principaux DO grenoblois avec des exemples de la littérature (min-max, (médiane), *d10, d90*) 227

Tableau 7-11 : Synthèse de la somme des flux déversés par les quatre principaux DO calculés à partir de la moyenne ou de la médiane mesurée par DO lors des neuf événements déversants échantillonnés ou à partir de la moyenne mensuelle au DO Step 228

Tableau 7-12 : Flux déversés en sortie de Step en 2011 et 2012 (les rejets DO Step et Ecrêtage amont sont compris dans le rejet Isère) (flux moyen, (IC95%), *pourcentage*) 229

Tableau 7-13 : Estimation des flux déversés par l'ensemble des DO du réseau en 2011 et 2012 et de la proportion de chacun des principaux DO et classes de DO 230

Tableau 7-14 : Synthèse des bilans de DBO_5, DCO, NTK et Ptot mesurés sur le bassin grenoblois 231

Tableau 8-1 : Tableau comparatif des teneurs moyennes (écart type) en ETM sur notre bassin d'étude et dans quelques-uns des principaux fleuves de France et d'Europe (Amont Drac et Amont Isère correspondent aux valeurs moyennes sur les trois premières stations de chaque bassin) 240

Tableau 8-2 : Concentrations médianes (écart type) en ETM dans les MES issues du suivi « Eau et MES » de l'AE entre 2003 et 2009 (Nombre de mesures n=28) 243

Tableau 8-3 : Concentrations en ETM mesurées en sortie de Step Aquapole par temps sec et par temps de pluie : moyenne (écart type) 253

Tableau 8-4 : Concentrations moyennes et maximales enregistrées dans les boues en sortie de traitement (Les valeurs soulignées en italique sont les valaures supérieures aux concentrations seuils maximums fixées par l'AERMC) (Source : Metro)..... 253

Tableau 8-5 : Teneurs en ETM dans les particules de réseaux d'assainissement : minimum-maximum, (médiane) [moyenne] (<L.D : concentration inférieure à la limite de détection) (EUTS:Eaux usées de temps sec et EUTP:Eaux usées de temps de temps de pluie) 254

Tableau 8-6 : Flux d'ETM sur l'année hydrologique 2011-2012 en utilisant ou non les mesures en crue et chasse à la station Isère Campus 255

Tableau 8-7 : Flux de nickel calculés à la station Isère campus par les trois méthodes de calculs 256

Tableau 8-8 : Flux d'ETM annuels calculés par la méthode des teneurs constantes (M2) et incertitudes à l'amont et à l'aval de l'agglomération 257

Tableau 8-9 : Proportions du Drac et de l'Isère amont aux flux de ETM particulaire à l'amont de l'agglomération 258

Tableau 8-10 : Proportion du flux annuel d'ETM transité durant les épisodes supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ à la station Isère campus 258

Tableau 8-11 : Pourcentage des flux d'ETM particulaire transités durant la totalité des épisodes supérieurs à 2 $g.L^{-1}$ à la station Isère campus 259

Tableau 8-12 : Flux spécifiques en ETM dans les principaux DO grenoblois lors des 4 campagnes de temps de pluie échantillonnées (minimum-maximum, (médiane), [moyenne]) 259

Tableau 8-13 : Estimation des flux (minimum-maximum, (médian)) d'ETM particulaires déversés par les DO de l'agglomération grenobloise en 2011 et 2012 260

Tableau 8-14 : Flux annuels (minimum, maximum, (moyens)) d'ETM particulaires déversés par la Step d'Aquapole (n.d = non déterminé) 262

Tableau 8-15 : Estimation des flux annuels d'ETM particulaires rejetés par le système d'assainissement en 2011 et 2012 (flux minimum, maximum et médian)..... 264

Tableau 9-1: Teneurs moyennes en mercure total particulaire HgT_P dans les sédiments déposés de l'Isère et du Drac (concentrations moyennes des bassins amont calculées à partir des mesures sur les trois premières stations de l'Isère et du Drac) entre 2003 et 2012 (AE) 268

Tableau 9-2 : Synthèse des teneurs moyennes en HgT_P ($mg.kg^{-1}$) dans les sédiments et dans les MES des stations Drac à Fontaine et Isère campus (Données AE) 272

Tableau 9-3 : Coefficients de partition (Kd) moyens du mercure aux 4 points de suivi 2011-2012 279

Tableau 9-4 : Synthèse des flux d'eau, de MES et de HgTP, HgTD et MeHg dans le milieu naturel en 2011 et 2012 287

Tableau 9-5 : Contributions des épisodes de fort transport sédimentaire (concentration en MES supérieure à 2 $g.L^{-1}$) au flux de HgTP transité dans l'Isère au campus 288

Tableau 9-6 : Valeurs extrêmes des flux de HgTP horaires calculés dans le milieu récepteur à partir de l'hypothèse de la méthode 2 (teneurs constantes) 289

Tableau 9-7 : Flux de mercure estimés en sortie de la Step Aquapole en 2011 et 2012 (min-max (moyenne)) 290

Tableau 9-8 : Calcul des flux et flux spécifiques de HgTP aux trois principaux DO lors de quatre des neuf campagnes de temps de pluie pour lesquelles nous avons pu réaliser des mesures de HgTP 291

Tableau 9-9 : Charges moyennes, minimum et maximum déversées annuellement par l'ensemble des DO 291

Tableau 9-10 : Flux déversés par les DO lors de quatre des campagnes de temps de pluie et transités dans le milieu récepteur à l'amont des déversements sur la même période (n.d : non déterminé, indique que les concentrations n'ont pas été mesurées) 293

Annexes

Annexe A : Evaluation du bon état

L'arrêté du 25 janvier 2010 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. Il précise en particulier la liste des polluants concernés et les normes de qualité environnementales (NQE) correspondantes. L'évaluation du bon état des eaux est déterminée à partir de l'état chimique de l'eau (basé sur les 41 substances caractéristiques définies dans la circulaire du 7 mai 2007) et du bon état écologique des eaux (issu d'une liste de neuf substances caractéristiques). La DCE définit le « bon état » d'une masse d'eau de surface lorsque l'état écologique et l'état chimique de celle-ci sont au moins bons.

L'état écologique d'une masse d'eau de surface résulte de l'appréciation de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés à cette masse d'eau. Il est déterminé par l'écart de l'état de chacun des éléments de qualité biologique, physico-chimique et hydromorphologique par rapport à des conditions de référence. Les conditions de référence d'un type de masse d'eau (par exemple : petit cours d'eau de montagne, lac peu profond de plaine.) sont les conditions représentatives d'une eau de surface de ce type, pas ou très peu influencée par l'activité humaine.

L'état chimique d'une masse d'eau de surface est déterminé au regard du respect des normes de qualité environnementales par le biais de valeurs seuils définies pour chacune des 41 substances caractéristiques. Pour les eaux de surface, les NQE peuvent être fixées pour l'eau, les sédiments ou le biote. Dans ce cas, elles doivent assurer un niveau de protection au moins identique à celui assuré par les NQE fixées pour l'eau.

L'état chimique d'un site est jugé « bon » (respect) si la concentration moyenne annuelle de chaque substance est inférieure à sa NQE et « pas bon » (non-respect) si la moyenne annuelle d'au moins une des 41 substances est supérieure à sa NQE. L'état d'une station est considéré comme inconnu lorsque le respect des NQE n'a pu être déterminé pour l'ensemble de polluants.

Pour chaque site de suivi, les pourcentages de polluants pour lesquels l'état chimique est bon, inconnu ou mauvais sont calculés pour l'ensemble des polluants. Ces pourcentages ainsi que l'ensemble des informations disponibles sont utilisés pour définir l'état chimique de la masse d'eau et le niveau de confiance associé.

Annexe B : Organisation du réseau de suivi de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée & Corse

Le suivi qualitatif se décompose en deux contrôles, un réseau de contrôle de surveillance (RCS) et un réseau de contrôle opérationnel (RCO).

Le RCS a pour but d'obtenir une vision globale de l'état chimique et écologique des masses d'eau du territoire. Il regroupe des sites pollués et non pollués. La durée des contrôles de surveillance est liée à un plan de gestion de 6 ans, il a notamment pour objet d'évaluer à long terme le changement des conditions naturelles et l'incidence des activités humaines. Le bassin Rhône-Méditerranée compte 396 stations réparties pour être représentatives de tous les types naturels de cours d'eau et de l'occupation des sols. Ainsi, un large spectre d'éléments physico-chimiques, biologiques et hydromorphologiques est suivi dans le milieu. Les caractéristiques du suivi physico-chimique sont synthétisées dans le Tableau ci-dessous.

Eléments suivis	Périodicité du suivi par plan de gestion (année)	Fréquence du suivi par année	Calendrier	Sites concernés	Maîtrise d'ouvrage
Physicochimie					
Micropolluants : substances prioritaires	2	Sur eau : 12 par an Sur sédiments : 1 par an	1ère année, analyser toutes les substances de l'annexe 3, puis analyser celles qui posent problème.	Tous	Agence de l'Eau RM&C
Micropolluants : autres substances (substances dites pertinentes) et pesticides	2 (sites répartis sur 2 années consécutives)	Sur eau : 4 par an Sur sédiments : 1 par an	Démarrage en 2007	Tous sauf types où cet élément n'est pas pertinent et sauf canaux	Agence de l'Eau RM&C
Macropolluants	6	6	Démarrage en 2007	Tous	Agence de l'Eau RM&C
Biologie					
Morphologie	1	1	A répartir sur un plan de gestion.	Tous	ONEMA
Poissons	3	1	Démarrage en 2007	Tous	ONEMA
Invertébrés	6	1	Démarrage en 2007	Tous	DREAL
Macrophytes	3	1	Démarrage en 2007	30 à 50 % des sites sur les types où cet élément est pertinent. Canaux exclus	DREAL
Phytoplancton	6	4	Démarrage en 2007	25% des sites Sur canaux : oligochètes	DREAL

Synthèse des mesures physico-chimiques réalisées dans le cadre du contrôle de surveillance de l'AE (Tableau modifié à partir du site de l'AERMC)

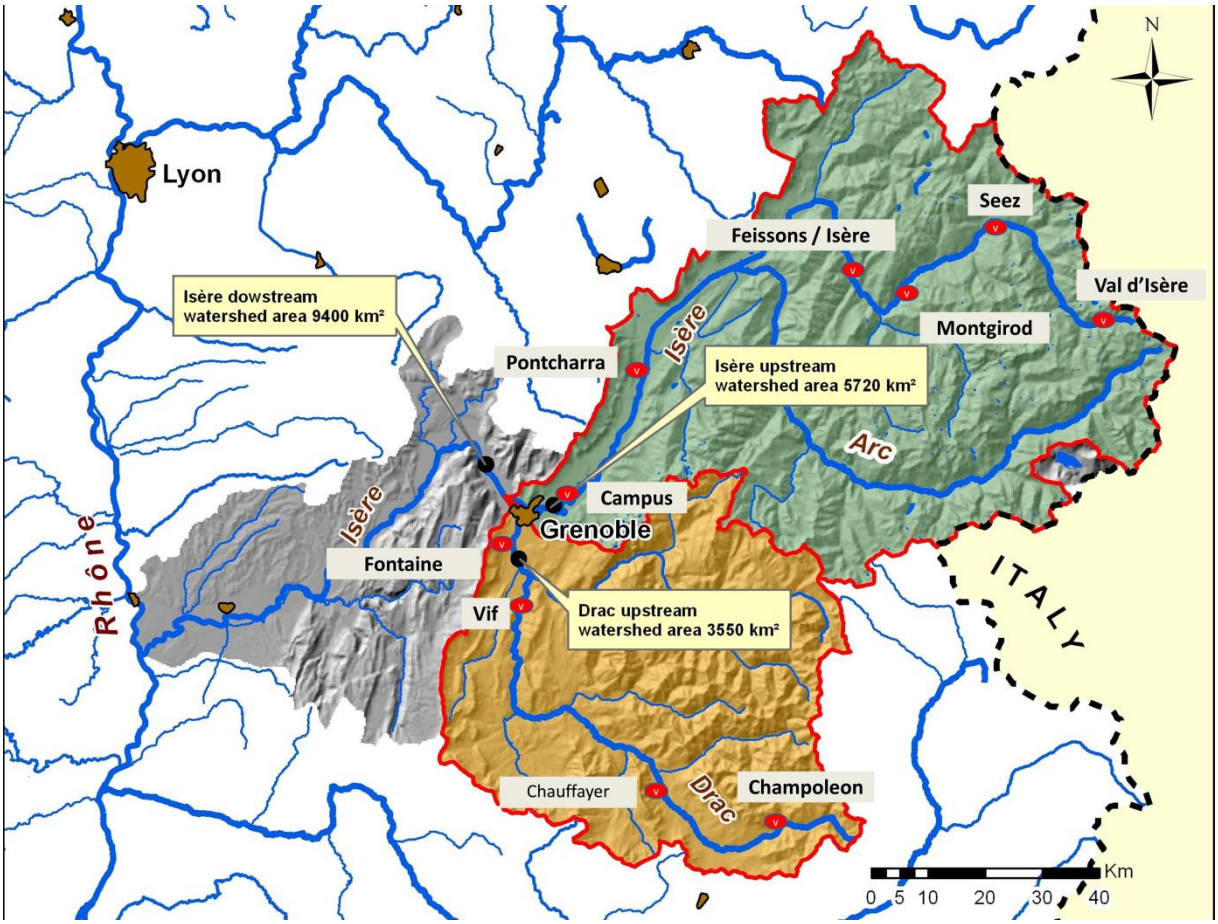
Les contrôles opérationnels (RCO) ont été mis en place uniquement sur les masses d'eau identifiées comme risquant ne pas atteindre le bon état ou le bon potentiel (écologique et chimique) d'ici 2015. Ces suivis portent uniquement sur les substances qui posent problèmes et qui sont à l'origine du déclassement de la masse d'eau. Ces problèmes ont été rassemblés en grands groupes de pression auquel est associé un type de suivi comme précisé dans le Tableau suivant.

Groupes de pressions et leur type de suivi dans le cadre du réseau de contrôle opérationnel de l'AERMC (Tableau modifié à partir du site de l'AERMC)

Groupe de paramètres	Eléments de qualité	Fréquence de suivi
Pollution ponctuelle hors toxiques : C Eutrophisation : E	- Physico-chimie classique	4 fois/an
	- Diatomées	1 fois/an*
Hydromorphologie : H	- Macro-invertébrés	1 fois/an*
Pesticides : P	- Pesticides	6 fois/an dans l'eau
	- Macro-invertébrés	1 fois/an*
	- Diatomées	1 fois/an*
Quantité : Q	- Macro-invertébrés	1 fois/an*
Pollution Toxique hors pesticides : T	- Substances prioritaires et pertinentes	4 fois /an dans l'eau 1 fois/an dans les sédiments
	- Macro-invertébrés	1 fois/an*
	- Diatomées	1 fois/an*

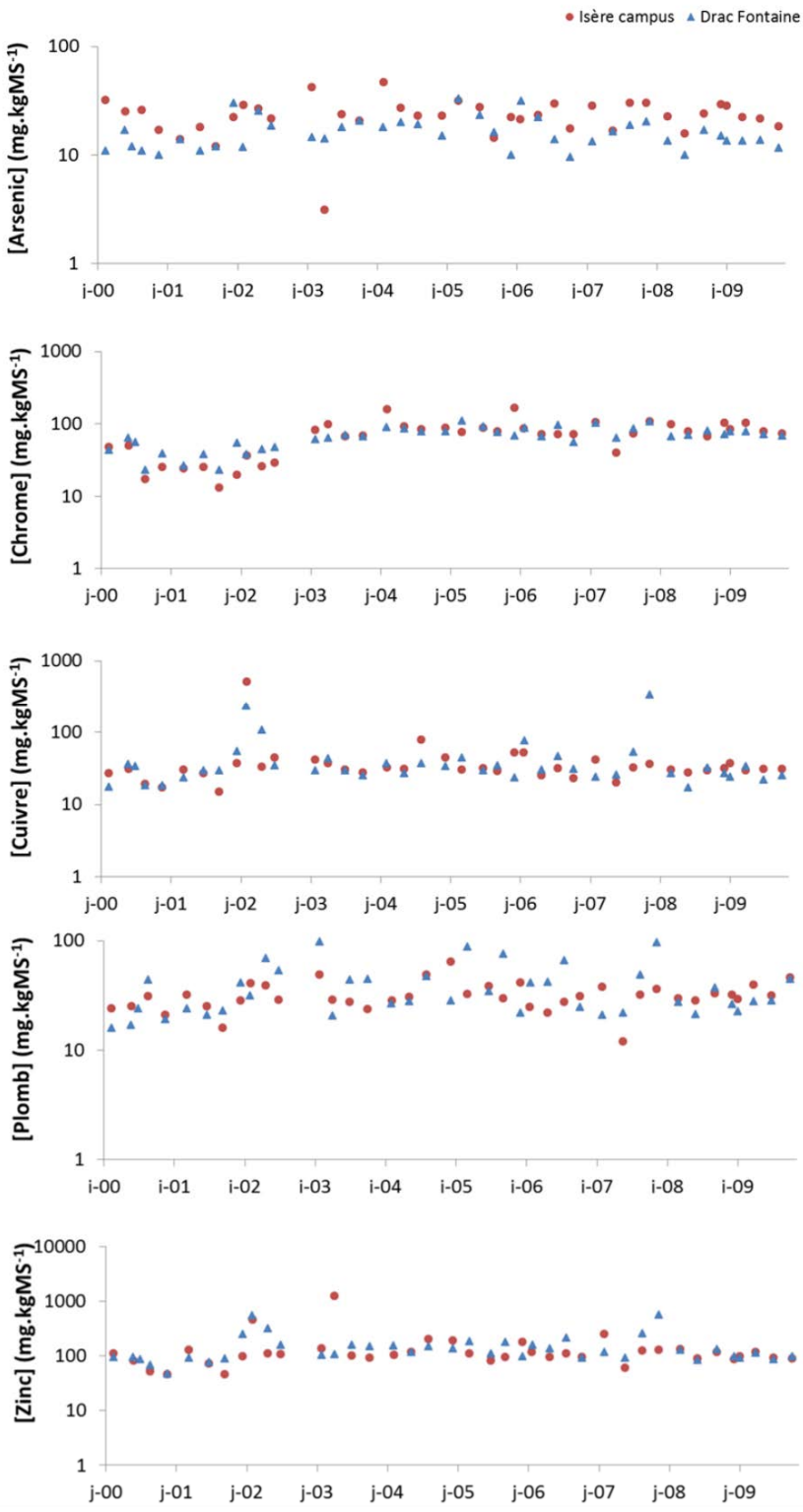
*ces fréquences de suivi ont été appliquées avant la mise en place du SDAGE 2009, depuis seuls les éléments ou paramètres physico-chimiques, chimiques ou hydromorphologiques sont suivis jusqu'au constat d'une amélioration de ces éléments ou paramètres, après quoi l'élément biologique le plus sensible (selon le cas, macro-invertébrés, poissons, diatomées, macrophytes, phytoplancton) est suivi tous les ans (une fois par an, sauf le phytoplancton : 4 fois par an)

Les fréquences minimales de suivi de ces éléments ont été déterminées par l'arrêté du 25 janvier 2010 définissant le programme de surveillance de l'état des eaux. Les contrôles opérationnels n'ont pas pour vocation d'être pérennisés mais au contraire de s'arrêter dès que les stations auront atteints le bon état. Le bassin Rhône-Méditerranée comprend 658 stations de contrôle opérationnel (dont 325 font également parti du RCS), et dont les stations situées sur le bassin versant de l'Isère à Grenoble et du Drac sont représentées sur la carte ci-dessous.

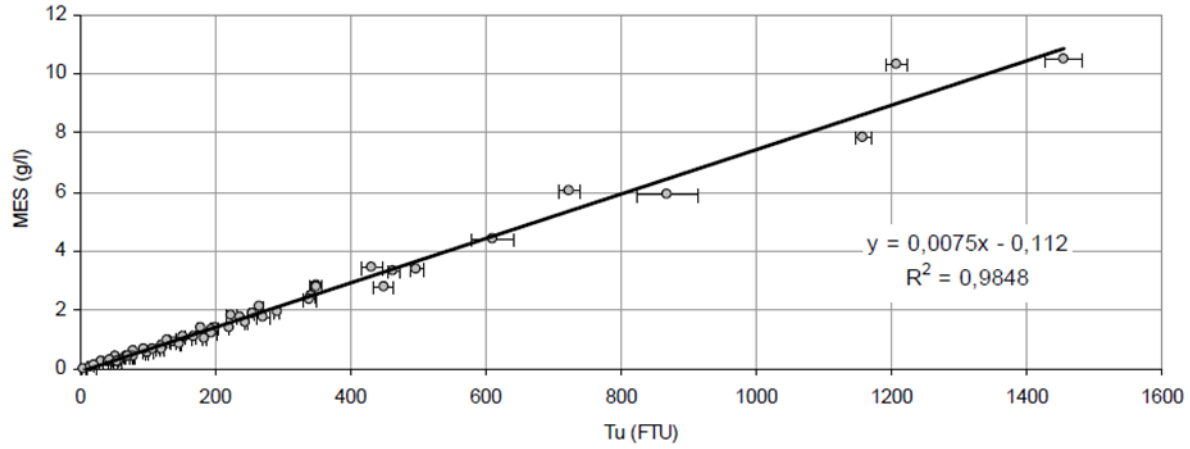


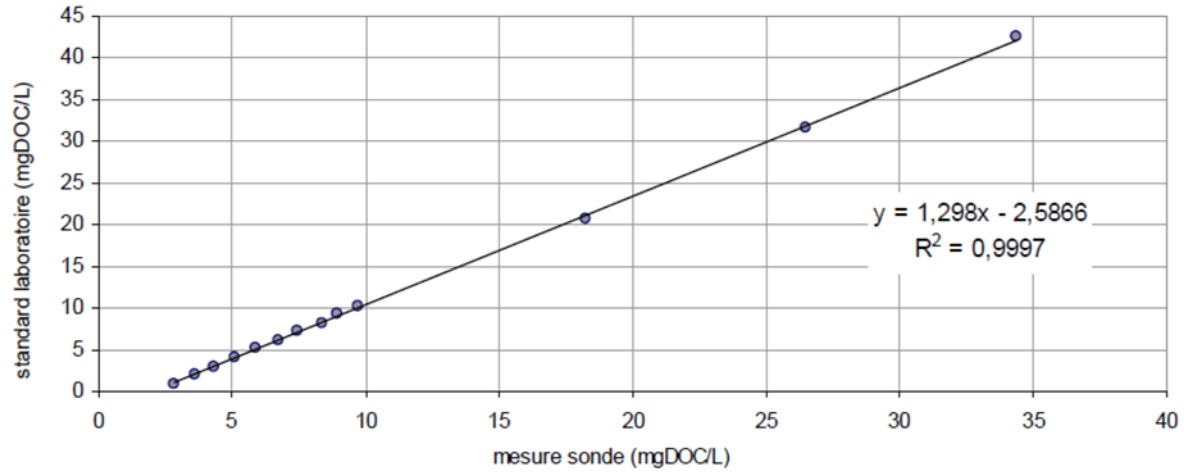
Carte des points de surveillance des eaux superficielles AE sur les bassins du Drac et de l'Isère à Grenoble

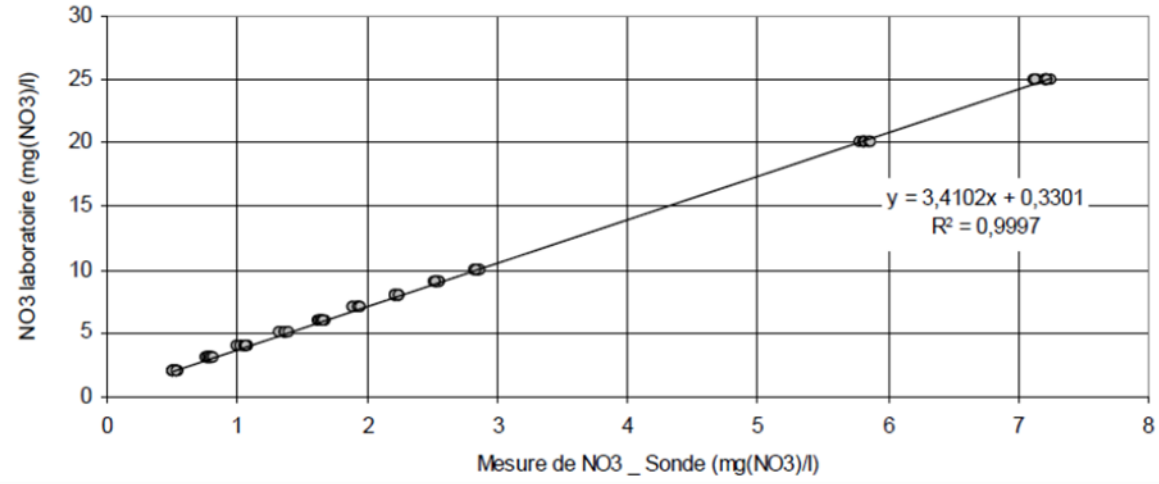
Annexe C : Concentrations en ETM dans les MES de l'Isère à la station campus et du Drac à la station Fontaine issues du réseau de suivi « Eau et MES » de l'AERMC



Annexe D : Courbes d'étalonnage de la sonde spectrométrique réalisées en laboratoire (Minaudo 2011)





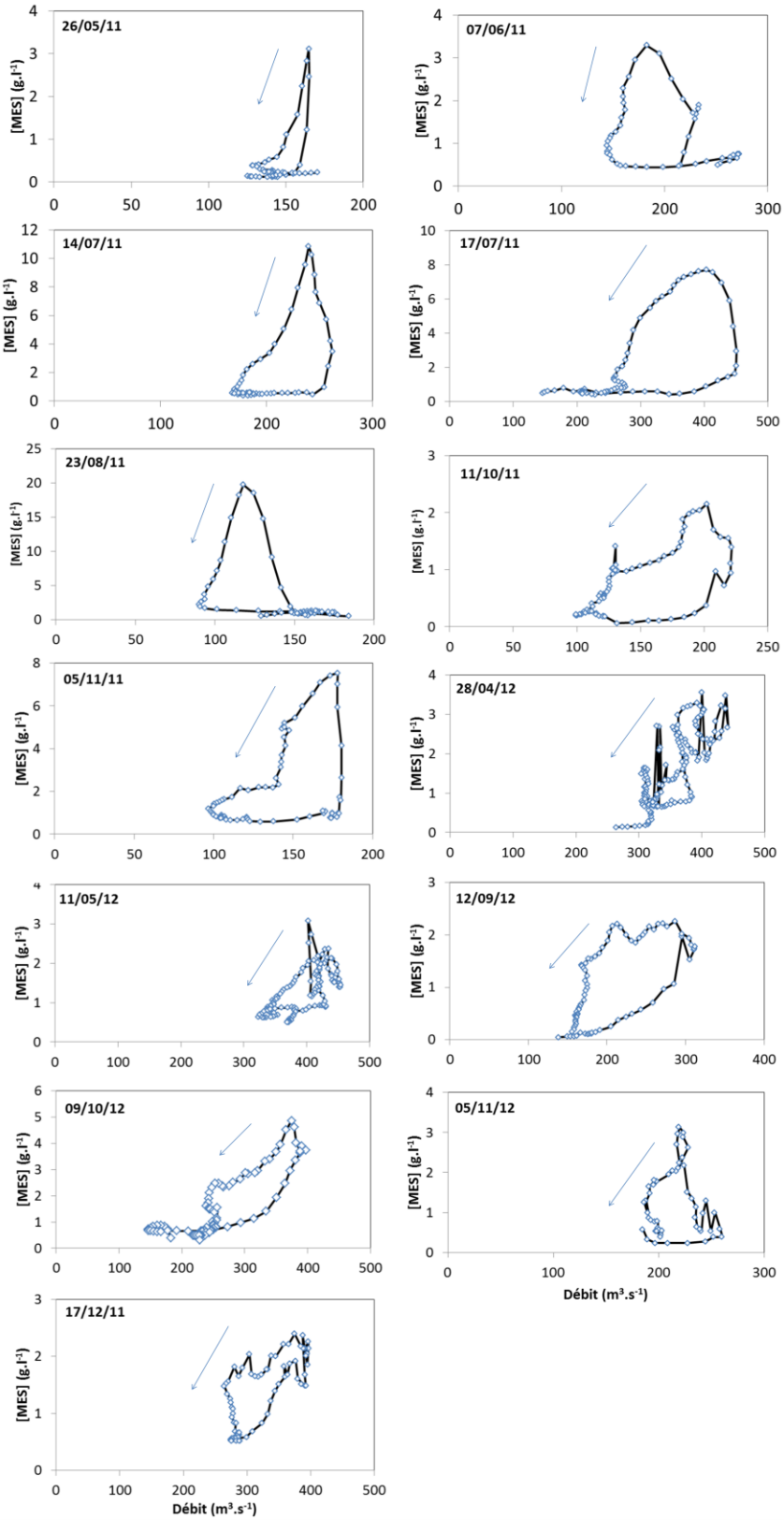


Annexe E : Détail des campagnes de temps de pluie réalisées sur le réseau pendant le Schéma Directeur

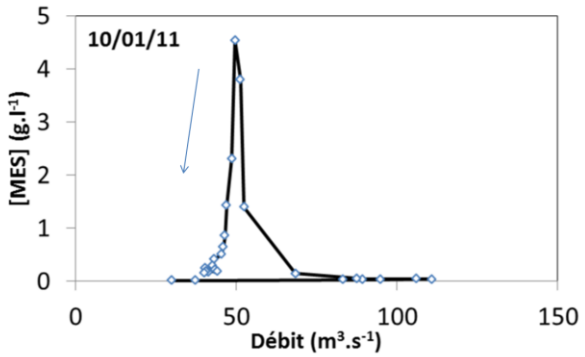
Campagnes micropolluants DCE (annexe 5b)
Campagnes micropolluants (circulaire de septembre 2010)

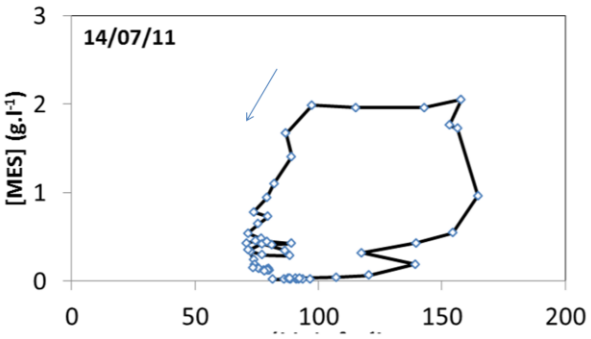
		Prélèvements de temps de pluie								
		2011							2012	
	Nom	14/5	1/6	16/6	13/7	19/7	7/12	16/12	5/1	5/3
STEP	Arrivée STEP	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Trop plein Station RDA	x	x	x	x	x				
	DO By pass ultime STEP									
	By pass prétraitement									
	Rejet Isère	x	x	x	x	x	x	x	x	x
DO>10000 EH	Réseau Grande Saulne / amont DO	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Mogne	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DO Fontenay 1	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DO Jean Macé	x	x	x	x	x	x	x	x	x
2000 > DO > 10000 EH	DO UN amont Berges	x	x	x	x	x	x	x		
	DO EP amont Berges								x	x
	DO Station Berges						x	x	x	x
	Do Mogne ZUP Isère (déversé)	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	DO CHU/ bvd chantourne						x	x	x	
	DO Jean Jaurès Verderet	x	x	x	x	x				x
DO< 2000 EH / Surverses / Exutoires	Biolles Carrefour				x	x				
	DO amont Petite Saulne						x	x	x	x
	DO avenue Cèdre (déversé)	x	x	x						
	DO Ayguinard (déversé)				x	x				
	DO Bayardière								x	x
	DO Boulodrome Eybens									x
	DO Chemin de la Revirée						x	x		
	DO Echirolles	x	x	x	x					
	DO EP Ayguinard						x			
	DO EP Grande Saulne						x	x		
	DO Le Rondeau	x	x	x	x	x				
	DO rue de la métallurgie							x	x	
	DO rue des sports	x	x	x	x	x	x			
	DO UN Grande Saulne								x	x
	Do Vif (déversé)	x	x		x	x				
	DO Vif République			x						
	EP chemin Pépinières							x	x	x
	EP Pré Blanc								x	
	EP rue du Taillefer						x			
	EP rue Forest	x	x	x						
	EP rue Taillat							x		x
	EPI exutoire quai Péri	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Exutoire Zup Isère Quai Peri	x	x	x	x	x	x	x	x	x
	Rue de Belgrade									x
	Surverse amont station Ricou	x	x	x	x	x				
	Surverse de la plaine fleurie	x	x	x	x	x				
	Surverse du Prisme						x	x	x	
	Voie sur berge amont Fontnay 1						x	x	x	x
	Nombre de mesures	20	20	20	20	19	20	20	20	20

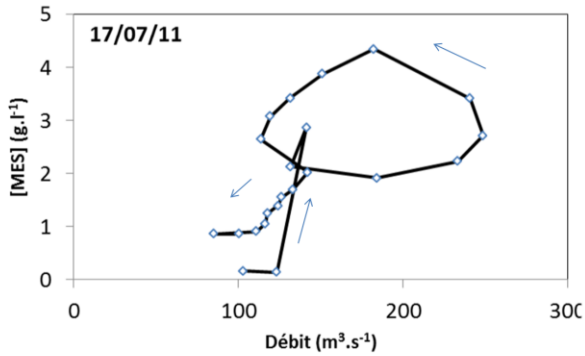
Annexe F : Hystérésis de l'ensemble des événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur l'Isère à la station campus en 2011 et 2012

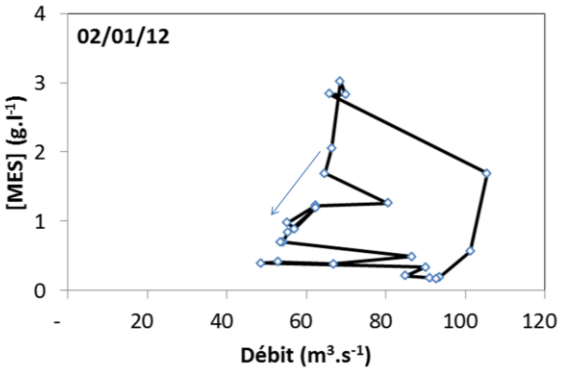


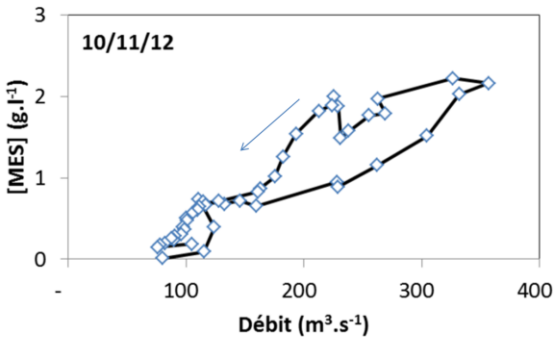
Annexe G : Hystérésis de l'ensemble des événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur le Drac à Fontaine en 2011 et 2012



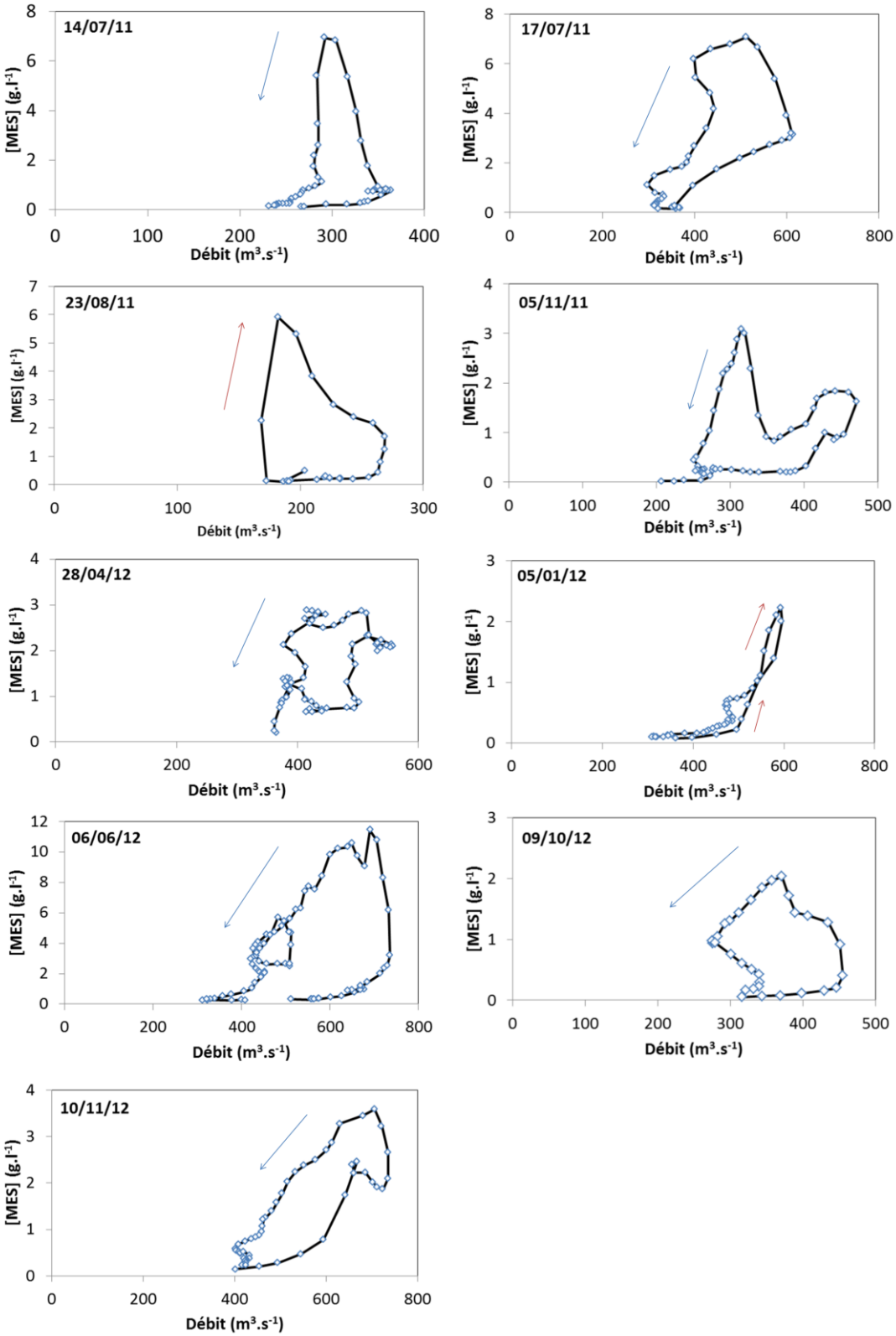




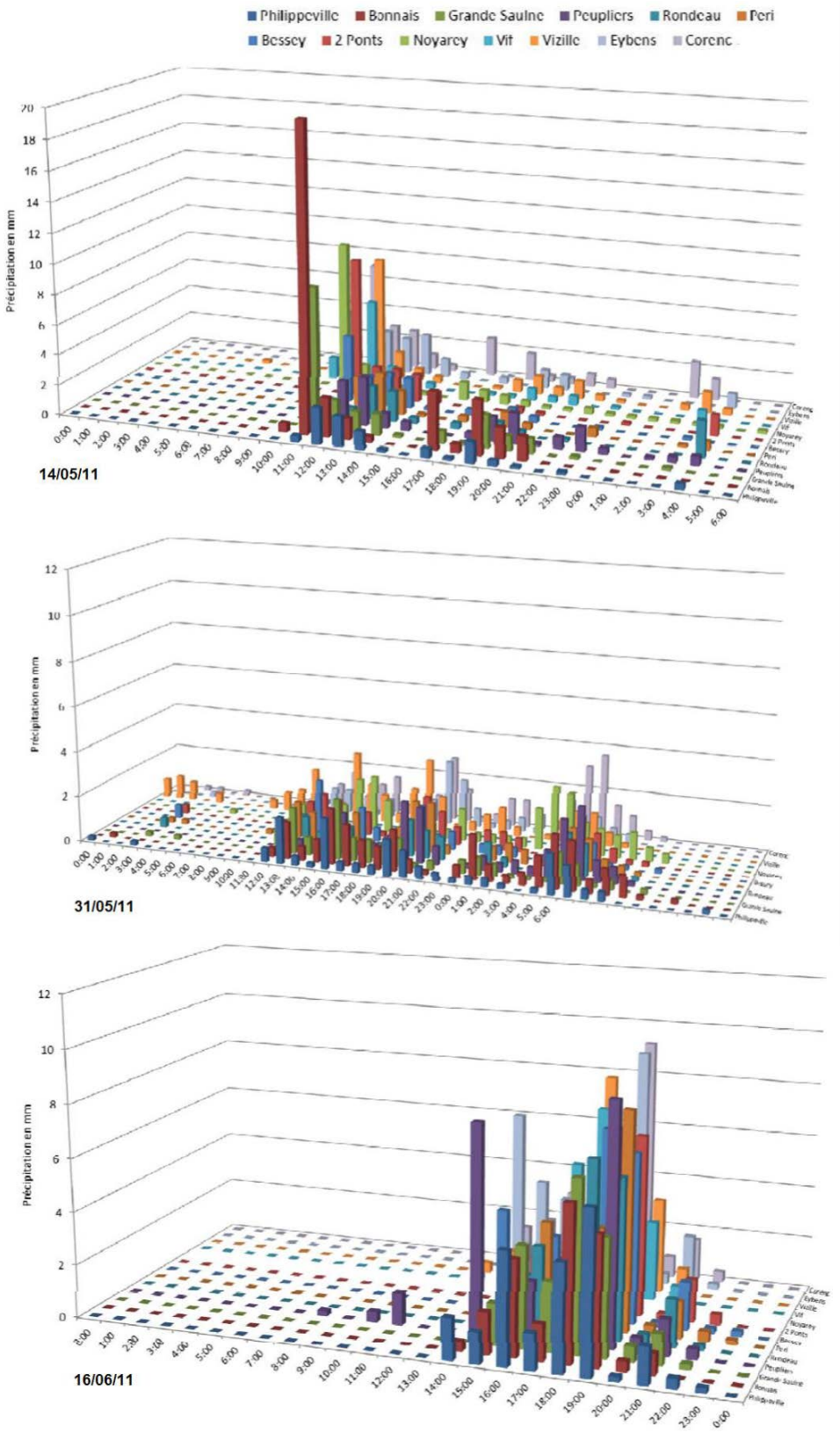


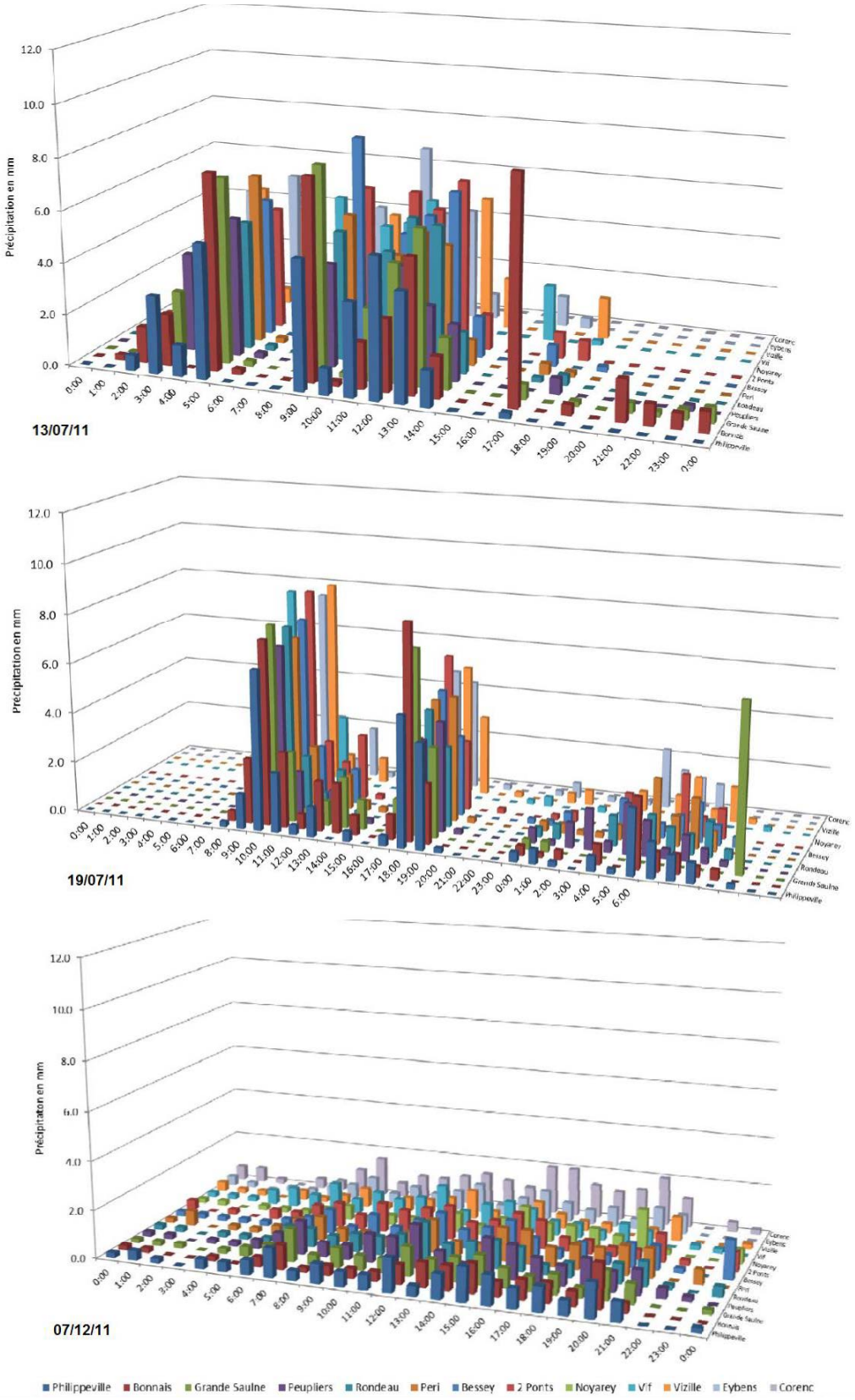


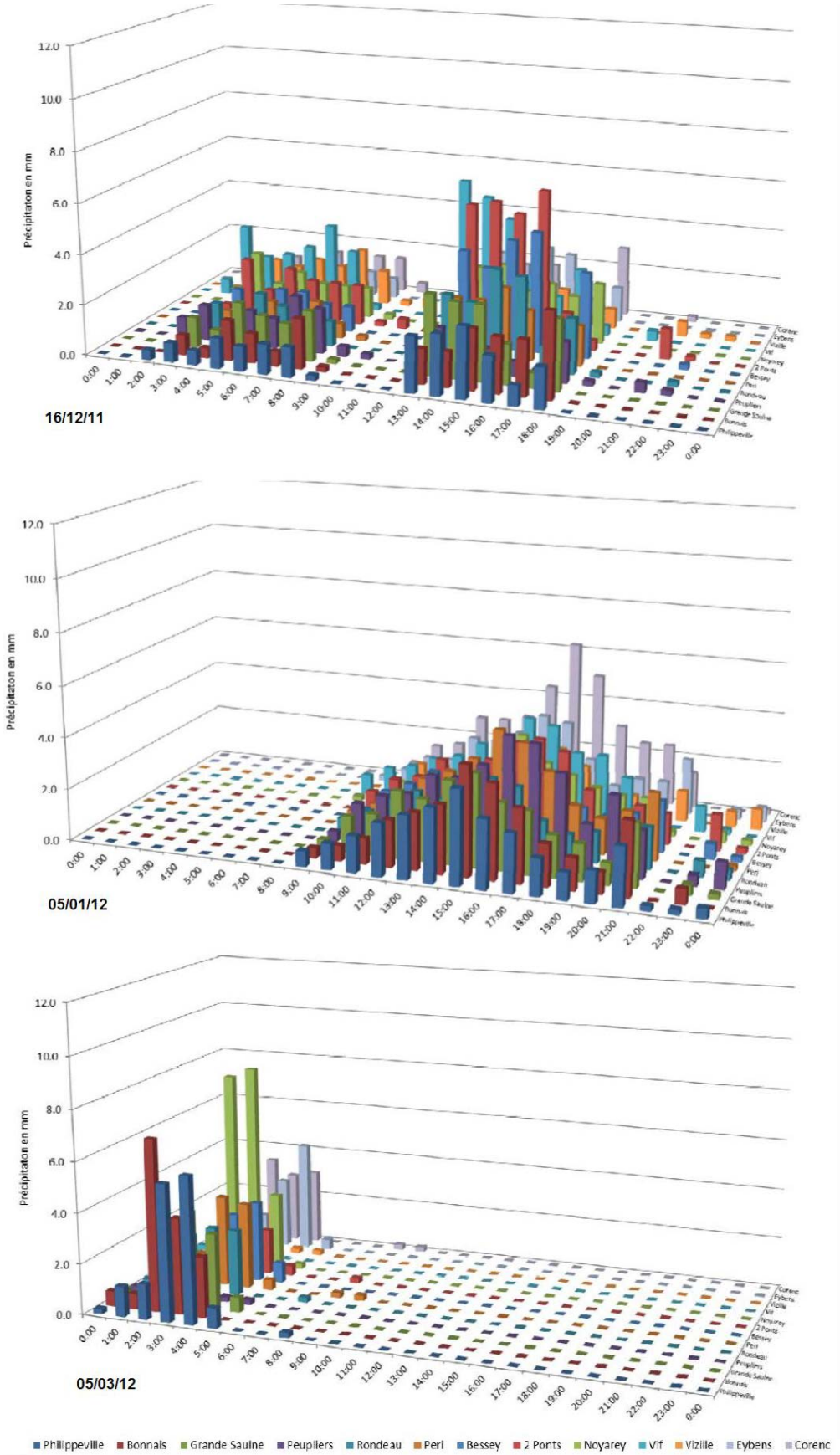
Annexe H : Hystérésis de l'ensemble des événements supérieurs à 2 g.L^{-1} sur l'Isère à Tullins en 2011 et 2012



Annexe I : Hyétogrammes horaires lors des campagnes de prélèvements de temps de pluie [*Egis*, 2012a]




Précipitation en mm
12.0
10.0
8.0
6.0
4.0
2.0
0.0
13/07/11
19/07/11
07/12/11
Philippeville
Bonnais
Grande Saulne
Peupliers
Rondeau
Peri
Bessey
2 Ponts
Noyarey
Vif
Vizille
Eybens
Corenc


Précipitaton en mm
16/12/11
05/01/12
05/03/12
Philippeville
Bonnais
Grande Saulne
Peupliers
Rondeau
Peri
Bessey
2 Ponts
Noyarey
Vif
Vizille
Eybens
Corenc

Annexe J : Ensemble des déversements du réseau urbain enregistrés pendant la période de mesures. Source : Rapport campagnes de mesures et diagnostic. (Egis)

date	Pluie à Philippeville (mm)	occurrence (cumul)	*Intensité max sur 1h*	*Occurrence (Intensité)*	DEVERSEMENT DO FONTENAY 1	DEVERSEMENT DO JEAN MACE	DEVERSEMENT DO LA MOGNE	DEVERSEMENT GRANDE SAULNE	STEP BY-PASS ULTIME	STEP BY-PASS Ecretage amont
17/03/2011	13	mensuelle	*3,8 GS*	*semaine*	11628	1057	15100	2300		45600
27/03/2011	25,4	trimestrielle	*4,6 GS*	*<15j*	17012	1823	61000	4900		42500
30/03/2011	4,6	bi-mensuelle	*3,6 2ponts, GS*	*semaine*	0	0	4500			
25/04/2011	10,6	mensuelle	*7,6 Péri*	*mensuelle*	3351	2271	6300			3800
14/05/2011	37,4 / 9	semestrielle / 15j	*21,2/2,4 Bonnais*	*5 ans / semaine*	1650	216	2300	1900	1700	6000
31/05/2011 et 01/06/2011	16	mensuelle / 15 jours	*4,2 Péri*	*<15j*	0	0	6400	10		7200
04/06/2011	15,4	trimestrielle	*12,6 Bessey*	*semestrielle*	4028	1488	9200	1200	4800	2200
05/06/2011		<15jours	*2,6 GS*	*<semaine*	0	0		300		1000
07/06/2011	11,2	mensuelle	*8,8 GS*	*bimestrielle*	5002	1564	17750	700		8000
08/06/2011	10,4	15 jours	*5 Bonnais*	*15 j*	3792	274	8000	100	2100	1700
16/06/2011	21	semestrielle	*10,6 peuplier*	*<semestrielle*	36601	12449	61100	6000	15500	45500
18/06/2011	30,8	trimestrielle	*9,2 GS*	*trimestrielle*	53260	16357	70000	9600	48000	32700
22/06/2011	12	annuelle	*12 GS*	*annuelle*	3752	0		2300		
08/07/2011	9,4	mensuelle	*5,6 Bonnais*	*15 j*	1632	0		700		
13/07/2011	31	annuelle	*7,8 Bonnais*	*<bimestrielle*	65232	28293	82000	11800	24000	48000
17/07/2011	67	20 ans	*23,4 Bonnais*	*5 ans*	135513	44992	236500	18800	8500	86000
19/07/2011	22	trimestrielle	*9 Bonnais*	*bimestrielle*	57650	22068	57000	4900	5600	77000
28/07/2011	1,6	<15 jours	*1,6 GS*	*<semaine*	8500	0		330		
07/08/2011	19,6	2mois	6 Péri	15j	31098	9864	71520	1923	0	5875
26/08/2011	28,6	Semestrielle	10	3mois	66375	6464	91475	8692	0	25109
01/09/2011	19,4	2ans	18,6 Philipeville	2ans	45543	12389	42971	2678	0	0
05/09/2011	23,4	Trimestrielle	11,6 Peri		51721	12949	63876	5130	0	0
18/09/2011	23,6	mensuelle	14 Grande Saulne	annuelle	33353	0	68928	5730	0	17985
25/09/2011	10	15j	4,6	15j	17218	625	22787		0	0
07/10/2011	5,6	mensuelle	6,8 GS	mensuelle	1965	0		338	0	0
08/10/2011	14,8	<mensuelle	4 GS	> sem	22799	0	15365		13724	1640
10/10/2011	3,2		1,6 GS	<sem	1938	0			0	0
19/10/2011	10,8	<mensuelle	6,8 Peri	mensuelle	20401	0	14333	2070	0	8404
25/10/2011	3,8	15j	2,8 GS	<sem	439	0			0	0
04/11/2011	25,6	Semestrielle	5 GS	15j	55431	827	39000	5173	55005	9317
05/11/2011	25,6	< 1 an	6,4 GS	mensuelle	73799	2832	70000	3725	4001	12042
05/12/2011	15,2	mensuelle	4,2 GS	<15j	14449	0	15401	4059	0	0
07/12/2011	15,8	15j	1,4	<sem	20822	0	10181		0	1927
12/12/2011	9,2	15j	4,4 Peri et GS	<15j	7479	0	9194	618	1285	2635
16/12/2011	18,2	mensuelle	7 Rondeau	mensuelle	42058	16681	36907	309	15988	7796
17/12/2011	6,6	semaine	2	<semaine	1802	0			0	0
18/12/2011	8,2	semaine	2	<semaine	5879	0			15654	1578
20/12/2011	14	15j	3	semaine	4204	0			1031	0
21/12/2011	4,2	semaine	2	<semaine	4108	0		23	0	1694
24/12/2011	6	<15j	3	semaine	1542	0		94	0	0
30/12/2011	28,2	2mois	5	15j	29786	13049	79272	653	939	30543
31/12/2011	31,2	2 mois à 3 mois	4,6	<15j	62634	32988	167544	985		27383
02/01/2012	22,8	Trimestrielle	5	15j	43064	24235	75240	2547		19383
04/01/2012	7,2	15j	5,4	15j	8490	4606	26352	387		27819
05/01/2012	25,2	Trimestrielle	4,6 Peri	<15j	54481	32519	82656	278		98865
20/01/2012	41	semestrille	4,4	<15j	22068	0	205200			94856
21/01/2012	11	15j	2,4	<semaine	23844	7503				20288
05/03/2012	14,8	mensuelle	5,4 phi	15j	9923	4111	11448			

Annexe K : Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de MES et de Carbone Organique Particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France)

La Houille Blanche, n° 4, 2013, p. 37-42 DOI 10.1051/lhb/2013031

Influence de la mesure du débit sur l'incertitude liée au calcul de flux de mes et de carbone organique particulaire. Application sur un cours d'eau alpin (l'Isère à Grenoble, France)

Jérémy ARNAUD[1], Solène DUTORDOIR[1,2], Julien NÉMERY[1], Philippe BELLEUDY[1]

[1.] *Université Grenoble Alpes, CNRS, IRD, LTHE, F-38000 Grenoble, France*
[2.] *Grenoble-Alpes Métropole, Grenoble, France*
Contact : julien.nemery@grenoble-inp.fr

RÉSUMÉ. – L'estimation des flux particulaires (sédiment en suspension et substances associées telles que la matière organique ou les micropolluants) est un enjeu majeur dans les rivières de montagne. Une base de données haute fréquence (30 minutes) de débit, matières en suspension (MES) et carbone organique particulaire (POC) sur l'Isère à Grenoble a été utilisée pour le calcul des flux annuels et pendant des crues majeures sur 6 années de mesures (2006-2011). L'étude présente une méthode de calcul d'incertitude des flux basée sur des simulations Monte Carlo utilisant les erreurs sur les relations entre mesure en continu et mesure expérimentale (hauteur/débit, MES/Turbidité, MES/POC). L'effet du débit sur le calcul d'incertitude est analysé pour différents scenarios d'erreur (0, 3, 10, 20 et 30 % et utilisation d'un débit moyen journalier). La méthode permet d'estimer des incertitudes inférieures à 10 % pour les flux annuels de MES et POC quel que soit le scénario. En revanche, les incertitudes sont plus importantes pour les événements de crue (jusqu'à 30 % avec l'utilisation d'un débit moyen journalier). Il ressort de l'étude que l'influence de l'erreur sur le débit est relativement moins importante que celle des erreurs déterminées sur les paramètres MES et POC. Il est également montré que le débit moyen journalier peut entrainer d'importantes incertitudes sur les calculs de flux notamment en période de crues, durant lesquelles une grande partie du flux de MES annuel de l'Isère peut avoir lieu. Il ressort de l'étude que la base de données haute fréquence reste la meilleure alternative pour une bonne estimation des flux.

Mots-clés : rivière alpine, MES, POC, flux particulaire, incertitudes

Influence of flow measurement uncertainty related to the calculation of TSS and particulate organic carbon fluxes: application to an alpine river (Isère, France)

ABSTRACT. – Particulate Flux estimation (suspended sediment and associated substances such as organic matter or micropolutants) is a major issue in mountain rivers. A database of high-frequency (30 minutes) discharge, suspended solids (TSS) and particulate organic carbon (POC) on Isère River in Grenoble was used for the calculation of annual fluxes and during major floods over 6 years (2006-2011). Fluxes were calculated by summing the 30 minutes fluxes. The study presents a method for calculating uncertainty fluxes based on Monte Carlo simulations using the errors on the relationships between continuous measurement / experimental measurements (height / flow, TSS / Turbidity, TSS / POC). In particular, the effect of discharge for the calculation of uncertainty is analyzed for different error scenarios (0, 3, 10, 20, 30 % and using a mean daily discharge). The method allowed estimating uncertainties < 10 % for annual fluxes of TSS and POC whatever the scenario. However, uncertainties are more important for flood events (up to 30 % with the use of a mean daily discharge). It appears from the study that the influence of the error on the discharge is relatively less important than the errors on the parameters MES and POC. It is also shown that the mean daily discharge should be avoided for flux calculations and that high frequency database remains the best alternative for a good estimate of the fluxes.

Key-words: alpine river, TSS, POC, particulate flux, uncertainties

I. INTRODUCTION

Le transport sédimentaire en rivière de montagne est un phénomène majeur non seulement dans les impacts sur la morphologie des rivières, mais encore sur les risques liés au transport de substances associées et aux usages de l'eau. Les matières en suspension (MES) représentent la majorité du transport solide et affectent notamment les retenues de barrage en favorisant leur comblement. De plus, les MES sont un vecteur privilégié de transport de contaminants particulaires comme les métaux [Horowitz, 2008] ou encore les nutriments et le carbone organique particulaire (POC) associés aux MES qui caractérisent le degré de pollution des cours d'eau [Coynel *et al.*, 2005 ; Jones *et al.*, 2012]. La mesure des flux de substances associées aux MES en rivière est un des enjeux majeurs à relever dans le cadre de la DCE-Eau. Pour déterminer au mieux ces flux particulaires, une bonne estimation des flux de MES est nécessaire. En effet les évènements de transport de MES dans les bassins versants de montagne sont extrêmement épisodiques et intenses. Quelques événements particuliers peuvent parfois transporter plus de 50 % du flux annuel de MES [Mano *et al.*, 2009]. Par ailleurs un échantillonnage discret à faible fréquence peut apporter un biais important quant à l'estimation des flux de MES et

de substances associés [Moatar et Meybeck, 2007]. Aussi le suivi en continu des concentrations en MES par turbidimétrie *in situ* permet une meilleure estimation des flux de MES [Némery *et al.*, 2010 ; Duvert *et al.*, 2011].

L'estimation des flux particulaires de substances associées dépend de plusieurs mesures : la mesure de débit, la mesure de MES et la concentration de substance recherchée. Ceci a pour effet de multiplier les sources d'incertitude qui se répercutent sur la précision du calcul de flux. Généralement, l'incertitude sur le débit n'est pas prise en compte ou alors considérée comme négligeable par rapport aux autres sources d'incertitudes sur les paramètres MES ou chimiques.

En utilisant une base de donnée haute fréquence sur une rivière alpine (l'Isère) dont les incertitudes sont bien documentées, la présente étude a pour but d'évaluer l'influence de l'incertitude liée au débit sur l'estimation des flux de MES et de POC. Différentes erreurs liées à la mesure de débit seront testées afin de discuter la qualité de l'estimation de l'incertitude des flux associés. Dans un premier temps la démarche de calcul d'incertitude liée à un flux sera présentée pour différentes sources d'imprécision. Puis différents scénarios de prise en compte de l'erreur sur le débit seront testés afin de discuter de la meilleure stratégie de mesure pour réduire l'incertitude sur les flux associés.

II. PRÉSENTATION DU SITE D'ÉTUDE

Le bassin versant de l'Isère (11 800 km²) se situe dans le Sud-Est de la France (Alpes françaises) (Figure 1). C'est un affluent majeur du Rhône car il représente 11 % de l'écoulement annuel du Rhône et environ 20 % du flux en MES [Sempéré *et al.*, 2000, Dumas 2007, Némery *et al.*, 2012]. C'est un bassin typique de montagne avec 77 % du bassin au-dessus de 1 000 m d'altitude et 17 % au-dessus de 2 500 m. Le régime hydrologique est de type pluvio-nival avec des précipitations annuelles moyennes de 800 mm.

La station de mesure Grenoble Campus dont les mesures sont utilisées pour cette étude est située en amont de Grenoble (surface de 5 570 km²). Le débit moyen annuel à la station de mesure est de 200 $m^3.s^{-1}$. Sur la période d'étude (2006-2011), deux crues majeures ont été observées en mai 2008 (débit max 894 $m^3\ s^{-1}$) et en mai 2010 (débit max de 922 $m^3\ s^{-1}$). Ce bassin est fortement aménagé avec en particulier des retenues et des dérivations pour la production d'hydroélectricité sur l'Isère et son affluent l'Arc en amont [Lauters *et al.*, 2012].

III. ACQUISITION DES DONNÉES EN CONTINU ET MODÈLES ASSOCIÉS

La station Isère campus est équipée d'une échelle limnimétrique et d'un capteur d'eau bulle à bulle (acquisition toutes les 30 minutes) depuis 1994. Une courbe de tarage hauteur/débit a été établie, à partir de jaugeages par exploration du champ de vitesse à l'aide d'une traille fixe et d'un saumon hydraulique puis par ADCP depuis 2010 (Figure 2a). Cette courbe de tarage présente une très forte stabilité dans le temps avec un pourcentage

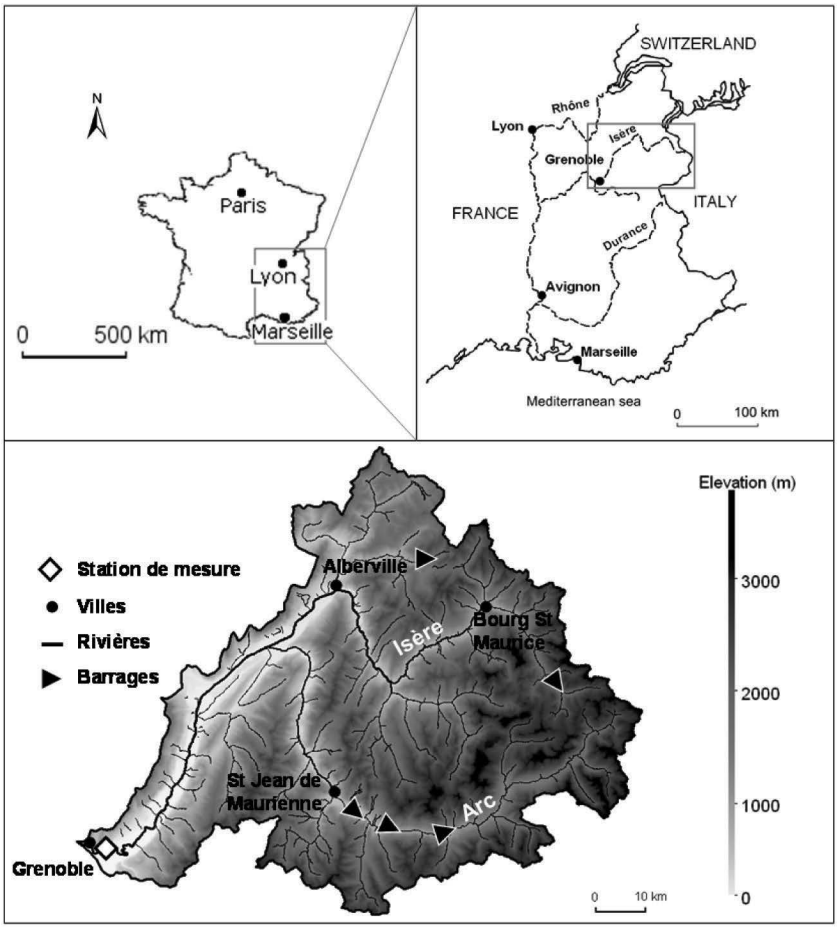
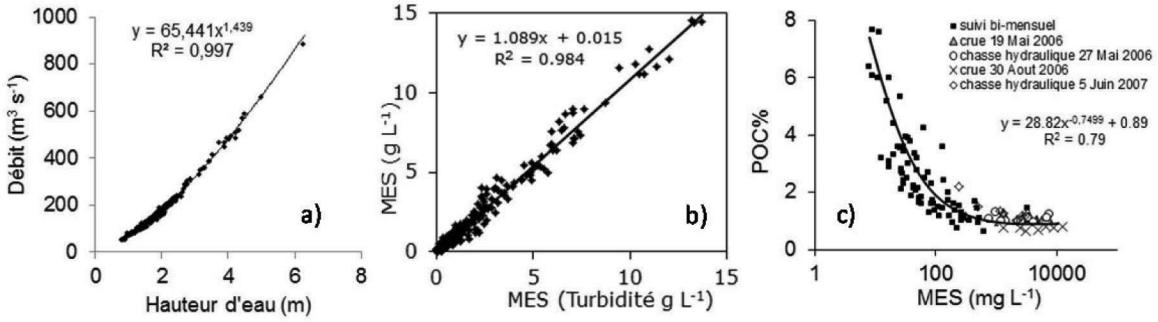


Figure 1 : *Carte du bassin versant de l'Isère en amont de Grenoble et localisation de la station de mesure.*



a) b) c)

Figure 2 : *Modèles utilisés sur les données de la station Isère Campus a) Hauteur/Débit ; b) Turbidité/Concentration en MES ; c) Concentration en MES/Taux de carbone organique (POC%) [d'après Mano, 2008 ; Némery et al., 2012].*

d'erreur estimé à moins de 5 %. La base de données de débits obtenue à 30 minutes est donc disponible depuis 1994.

Une sonde de turbidité (sonde Hach Lange SSC 50 g/L) a été installée en 2006 [Mano, 2008]. Une courbe d'étalonnage MES/Turbidité (Figure 2b) a été obtenue en utilisant les concentrations en MES mesurées sur des échantillons d'eau de rivière prélevés au préleveur automatique asservi au turbidimètre (prélèvements journaliers en routine et horaires pour des concentrations > 2 g L^{-1}). La calibration du turbidimètre est de très bonne qualité sur toute la gamme de concentration de MES [Mano, 2008]. Les données de la sonde de turbidité sont enregistrées à un pas de temps de 30 minutes à partir d'une centrale d'acquisition Campbell (CR800) permettant ainsi d'obtenir une chronique de MES haute fréquence sur la période 2006-2011.

Le turbidimètre et la crépine du préleveur automatique sont positionnés côte à côte afin de minimiser l'erreur sur l'hétérogénéité des MES au niveau de la section de mesure. Afin que ces mesures soient représentatives pour le calcul de flux, l'homogénéité des concentrations en MES dans la section a été vérifiée. Un test de la distribution des concentrations dans la section a été effectué lors d'un événement de chasse hydraulique planifiée des retenues hydroélectriques de l'Arc, en amont de Grenoble. Effectué sur trois points de surface (manuellement au seau) et un point en profondeur (position du préleveur automatique), ce test montre une bonne homogénéité des concentrations dans la section pendant tout l'épisode (variation inférieure à 10 % en moyenne entre les points les plus éloignés [Mano, 2008].

Entre 2006 et 2008, un suivi des formes du carbone a été réalisé montrant une forte corrélation entre les valeurs de MES et les teneurs en POC que ce soit pendant des crues naturelles ou des chasses hydrauliques (Figure 3b). Cette relation liant le taux de carbone organique et la concentration en MES a été utilisée par extrapolation pour le calcul de taux de POC haute fréquence (30 minutes) sur les périodes non échantillonnées par la formule suivante :

$$POC\% = 28{,}82.MES^{-0{,}7499} + 0{,}89 \qquad (1)$$

Où *POC%* est le taux de carbone organique contenu dans les MES (%), *MES* est la concentration en MES déterminée par la relation présentée à la figure 2b (mg.L^{-1}).

Ce calcul a permis d'obtenir une base de données haute fréquence à 30 minutes des concentrations en POC sur la période 2006-2011 en utilisant les chroniques de MES haute fréquence.

IV. MÉTHODE DE CALCUL DES FLUX ET DE L'INCERTITUDE ASSOCIÉE

Sur la période 2006-2011, on dispose donc de chroniques de débit, de MES et de POC à la fréquence de 30 minutes déterminées à partir des modèles présentés ci-dessus. Le flux annuel ou à l'évènement de crue est alors calculé comme le cumul des flux à 30 minutes suivant la formule ci-dessous :

$$F = K\sum_i Q_i.C_i \qquad (2)$$

Où F est le flux cumulé sur la période considérée (année ou crue), C_i est la concentration en MES ou POC, ($g.L^{-1}$), Q_i est le débit ($m^3.s^{-1}$), i est l'indice du pas de temps de 30 minutes, K est un facteur de conversion d'unité de temps.

Afin d'estimer l'incertitude associée au calcul de flux, les erreurs liées à la dispersion autour des courbes de MES/Turbidité et de MES/POC% ont été prises en compte. Pour estimer les erreurs de ces relations, on détermine la dispersion des points autour de la courbe de tendance (différence entre la valeur mesurée et la valeur calculée issue de l'équation du modèle), puis on calcule l'écart-type de ces différences (nommé σ). Ainsi cette erreur dépend directement de la qualité des relations établies pour la station étudiée.

Concernant le débit, plusieurs scénarios ont été considérés pour la prise en compte de l'incertitude. En utilisant la base de données haute fréquence, le débit en continu (30 min) peut être entaché d'une erreur de 0 % (dans le cas où l'incertitude ne peut être évaluée ou considérée négligeable), 3 % (incertitude sur la courbe de tarage de notre site d'étude, Morlot *et al.*, 2012 comm. pers.), 10 %, 20 % et 30 % (incertitudes théoriques que l'on pourrait rencontrer sur une courbe de tarage). Un autre scénario a été testé dans le cas où le seul débit disponible serait le débit moyen journalier. Ici l'erreur prise en compte pour un jour donné correspond à l'écart-type obtenu sur la moyenne des 48 valeurs sub-horaires connues. Ce scénario apparait pertinent si sur une station de mesure, les seules données disponibles sont journalières.

L'estimation de l'incertitude globale sur le calcul de flux a été effectuée avec une routine de type Monte-Carlo. Pour

ce faire, on ajoute aux données de débit, MES et POC une erreur aléatoire dans la gamme des erreurs déterminées précédemment pour chaque variable. On émet l'hypothèse que les erreurs suivent des lois normales centrées d'écarts-types σ égaux à ceux calculés précédemment.

Le flux en MES à 30 minutes est calculé selon la formule suivante :

$$FMES_{mc_i} = \left[Q_i.\left(1+\sigma_Q.N(0,1)\right)\right] \times \left[MES_i + \sigma_{MES}.N\left(0,1\right)\right] \quad (3)$$

Où $FMESmc_i$ est le flux de MES avec une erreur à t = i, Q_i est le débit au temps i, MES_i est la concentration en MES calculée au temps i, *i* égale 30 minutes, *N(0,1)* est un tirage aléatoire dans une loi normale centrée réduite, σ_Q est l'erreur sur le débit, σ_{MES} est l'écart-type de l'erreur liée à la relation MES/Turbidité

Le flux POC à 30 minutes calculé selon la formule suivante :

$$FPOC_{mc_i} = \left[Q_i.\left(1+\sigma_Q.N(0,1)\right)\right] \times \left[MES_i + \sigma_{MES}.N\left(0,1\right)\right] \times \left[POC\%_i + \sigma_{POC}.N\left(0,1\right)\right] / 100 \quad (4)$$

Où $FPOCmc_i$ est le flux de POC avec une erreur à t = i, Q_i est le débit au temps i, MES_i est la concentration en MES calculée au temps i, $POC\%_i$ est le taux de carbone organique contenu dans les MES calculé au temps i, *i* égale 30 minutes, *N(0,1)* est un tirage aléatoire dans une loi normale centrée réduite, σ_Q est l'erreur sur le débit, σ_{MES} est l'écart-type de l'erreur liée à la relation MES/Turbidité, σ_{POC} est l'écart-type de l'erreur liée à la relation POC%/MES

Le flux cumulé (annuel ou évènement de crue) est calculé à partir des résultats des formules (3) (pour les MES) et (4) (pour le POC) et la formule (2).

Cette procédure est répétée 1000 fois pour obtenir une gamme de flux suffisante pour caractériser l'incertitude. Le choix de 1000 itérations a été choisi empiriquement en remarquant qu'en augmentant le nombre de tests Monte Carlo, la valeur finale d'incertitude restait stable. A contrario pour un nombre plus faible d'itérations, la valeur d'incertitude variait encore trop entre plusieurs tests pour être caractérisée. Pour que l'estimation de l'incertitude soit représentative, il faut que la médiane de ces flux soit très proche du flux calculé sans incertitude. L'incertitude globale sur le flux est finalement calculée comme le double de l'écart-type des 1000 flux calculés pour obtenir un intervalle de confiance à 95 % (CI 95 %).

V. RÉSULTATS

Les calculs de flux et d'incertitudes associées ont été testés sur les années 2006 à 2011 (6 années) et également sur les 2 crues majeures de la période étudiée (crue de mai 2008 et mai 2010). Les incertitudes calculées pour les différents scénarios (erreur sur le débit = 0, 3, 10, 20, 30 %) sont données en pourcentage du flux calculé sans incertitude dans les tableaux suivants.

Le premier résultat marquant est l'estimation des flux annuels de MES qui varient de 822 522 à 4 217 945 tonnes (tableau 1). Les deux années qui présentent les flux les plus importants sont les années où ont été mesurées les 2 crues majeures de Mai 2008 et Mai 2010. Ces 2 crues ont respectivement transporté 65 % et 29 % du flux annuel de MES des années correspondantes. Ce qui illustre bien la forte saisonnalité du transport de sédiment en suspension dans ce type de rivière mais aussi la grande variabilité interannuelle.

Concernant l'incertitude, si le calcul de flux est réalisé à partir des mesures de débit en continu à 30 minutes, les simulations montrent que l'incertitude sur le flux augmente quand la précision sur le débit diminue. Cependant l'incertitude résultante reste faible pour les flux annuels (< 4 %), même avec 30 % d'erreur sur le débit. Avec ce même scénario, cette incertitude devient plus importante pour les calculs de flux pendant les crues (4 et 7 % respectivement pour les crues de 2008 et 2010).

Avec le scénario utilisant le débit moyen journalier et son erreur correspondante, l'incertitude sur le calcul de flux augmente, notamment pour les années qui présentent des crues majeures (incertitude de 9,2 % estimée pour l'année 2010). En effet lors d'un calcul de flux à l'événement, l'effet de ce scénario est accentué, allant jusqu'à 30 % pour l'incertitude du flux de la crue de 2010.

Les incertitudes sur les flux annuels de POC sont globalement plus élevées que sur les flux de MES avec des

Tableau 1 : Incertitude (CI 95 %) liée au calcul de flux annuel de MES ou événementiel (crues majeurs sur la période étudiée) pour différentes incertitudes sur le débit

MES	Flux [tonnes]	Sans incertitude sur le débit	Q instantané (avec erreur relative)				Q moyen journalier
			3 %	10 %	20 %	30 %	
2006	2 069 137	1.3	1.3	1.5	1.9	2.5	5.5
2007	1 461 760	2.1	2.2	2.2	2.5	2.6	4.2
2008	4 217 945	0.8	0.9	1.1	1.9	2.6	6.6
2009	822 552	3.1	3.1	3.2	3.3	3.5	4.0
2010	2 282 273	1.3	1.4	1.6	2.1	2.7	9.2
2011	995 385	2.3	2.2	2.3	2.6	3.0	6.6
Crue2008	2 735 551	0.5	0.7	1.4	2.6	4.0	9.8
Crue2010	669 258	1.4	1.5	2.7	4.8	7.1	30.2

NB : Les lignes « Crue 2008 » et « Crue 2010 » représentent respectivement les événements du 26/05/2008 (9 jours, débit max de 894 $m^3.s^{-1}$ le 30/05) et du 30/05/2010 (4 jours, débit max 922 $m^3.s^{-1}$ le 31/05) qui sont deux crues décennales de fusion nivale.

Tableau 2 *: Incertitude (CI 95 %) liée au calcul de flux annuel de POC ou événementiel (crues majeurs sur la période étudiée) pour différentes incertitudes sur le débit*

POC	Flux [tonnes]	Sans incertitude sur le débit	Q instantané (avec erreur relative)				Q moyen journalier
			3 %	10 %	20 %	30 %	
2006	22 756	4.7	4.5	4.5	4.9	4.7	6.6
2007	18 260	4.1	4.2	4.1	4.3	4.3	5.0
2008	43 759	5.8	5.7	5.7	6.0	6.3	7.7
2009	11 210	6.3	6.6	6.4	6.6	6.7	6.8
2010	25 508	5.2	5.1	5.1	5.5	5.6	8.9
2011	12 647	5.0	5.1	5.3	5.3	5.7	6.9
Crue2008	25 352	8.9	9.1	9.2	9.7	10.1	13.1
Crue2010	6 307	14.9	15.0	15.2	15.7	17.1	33.8

valeurs qui varient entre 4 et 7 % pour le scénario du débit sans incertitude et 5 à 9 % pour le scénario du débit moyen journalier (tableau 2). Comme pour les flux de MES, les incertitudes des flux de POC des crues de 2008 et 2010 sont jusqu'à 2 fois supérieurs à l'incertitude moyenne des flux annuels quel que soit le scénario.

VI. DISCUSSION ET CONCLUSIONS

Pour les 6 années étudiées, l'estimation du flux annuel de MES ou de POC reste de bonne qualité (incertitude < 10 %) pour tous les scénarios même si l'on utilise le débit moyen journalier pour cette estimation. Cela doit être nuancé car la base de données de MES haute fréquence est de très bonne qualité avec une dispersion faible autour du modèle MES/Turbidité. Il a été montré sur ce même site que la prise en compte d'une seule valeur journalière de MES par exemple pouvait entrainer une incertitude de plus de 20 % sur le flux annuel [Mano *et al.*, 2008]. Les incertitudes sur les flux annuels de POC sont plus élevées et s'expliquent simplement par le cumul des erreurs notamment celles provenant de la relation MES/POC% qui est de moins bonne qualité que la relation MES/Turbidité. Cependant on voit ici l'intérêt d'établir ce genre de relation entre une substance associée aux MES et un paramètre facile à mesurer en continu comme la turbidité pour construire une base de données haute fréquence qui améliore le calcul de flux.

Sans prise en compte de l'erreur sur le débit, les flux annuels de MES sont estimés avec moins de 4 % d'incertitude et les flux de POC à moins de 7 % sur les 6 années étudiées. La prise en compte de l'erreur réelle de la courbe de tarage (ici 3 %) donne les mêmes ordres de grandeurs. Ce qui montre que, dans ce cas et pour ce site d'étude, l'erreur sur le débit n'a que peu d'effet sur l'incertitude du calcul de flux. En revanche avec les scénarios qui dégradent la qualité de la courbe de tarage et donc l'erreur sur le débit, l'incertitude augmente mais toujours dans une gamme très raisonnable. Finalement le scénario le plus défavorable est celui qui utilise le débit moyen journalier où les incertitudes peuvent devenir significatives pour le calcul des flux annuels (proche de 10 %).

L'estimation du flux lors d'un événement de crue est globalement moins satisfaisante que sur une année. En effet une mesure haute fréquence diminue les incertitudes lorsque le calcul est appliqué sur une longue période (annuelle) en raison de la compensation des erreurs, mais cela les augmente sur une période plus courte comme les crues. Sur les 2 crues étudiées, la non prise en compte d'erreur sur le débit conduit à des incertitudes faibles pour le flux de MES (< 2 %) mais beaucoup plus importantes pour le flux de POC (entre 9 et 15 %). Ces incertitudes augmentent légèrement quand l'erreur sur le débit croît. Dans ce cas c'est clairement l'erreur issue de la relation MES/POC qui dégrade la qualité de l'estimation du flux.

En revanche, la seule donnée de débit moyen journalier n'est pas satisfaisante pour le calcul des flux à l'évènement. Dans notre cas d'étude, l'incertitude du flux de MES ou de POC peut atteindre 30 % pour la crue de mai 2010.

En conclusion, il ressort de cette étude que l'utilisation de base de données haute fréquence (débit, MES et substance associée) pour le calcul des flux particulaires est préférable dans ce type de rivière de montagne. Les débits moyens journaliers sont à éviter pour ce type de calcul surtout pour les évènements de crue. Cette étude montre également que la qualité des relations entre MES et turbidité et MES et substances associées, a plus de poids dans le calcul d'incertitude que l'erreur sur le débit issue de la courbe de tarage. Cette approche pourrait être développée sur d'autres types de rivière pour en généraliser les conclusions.

VII. REMERCIEMENTS

La station Isère campus est gérée en partenariat entre l'Ense3 et EDF. Cette station de mesure fait partie du site atelier Arc-Isère labélisé auprès de la ZABR (Zone Atelier bassin Rhône). Merci à Nicolas Gratiot pour son aide aux statistiques.

VIII. REFERENCES

Coynel A., Etcheber H., Abril G., Maneux E., Dumas J., Hurtrez J.E. (2005) — Contribution of small mountainous rivers to particulate organic carbon input in the Bay of Biscay. *Biogeochemistry.* **74** 151-171

Dumas D. (2007) — The results of 10 years of daily observations of the flux of suspended matter in one of the main watercourses in the European Alps: The Isere at Grenoble (France). *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Geosciences.* **339** 810-819

Duvert C., Gratiot N., Némery J., Burgos A., Navratil O. (2011) — Sub-daily variability of suspended sediment fluxes in small mountainous catchments - Implications for community-based river monitoring. *Hydrological and Earth System Sciences.* **15** 703-713

Horowitz Aj. (2008) — Determining annual suspended sediment and sediment-associated trace element and nutrients loads. *Science of the Total Environment.* **400** 315-343

Jones A.S., Horsburgh J.S., Mesner N.O., Ryel R.J., Stevens D.K. (2012) — Influence of sampling frequency on estimation of annual total phosphorous and total suspended loads. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2012.00684.x. *Journal of American Water Resources Association.* 1-18

Lauters F., Laperrousaz E., Camenen B., Nemery J., Le Coz J., Thollet F. & De Linares M. (2012) — Vers une gestion sédimentaire durable de l'aménagement hydro-électrique Arc-Isère. *Houille Blanche.* **1** 19-25

Moatar F., Meybeck M. (2007) — Riverine loads of pollutants: Towards predictions of uncertainties by load duration indicators. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences Geosciences.* **339(6)** 367-382

Mano V. (2008) — Processus conditionnant les apports de sédiments fins dans les retenues, Thèse, Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement. *Université de Grenoble.* 312pp

Mano V., Nemery J., Belleudy P. & Poirel A. (2009) — Suspended Particle Matter dynamics in four alpine watersheds (France): influence of climatic regime and optimization of flux calculation. *Hydrological Processes.* **23** 777–792

Mano V., Nemery J., Belleudy P., Poirel A. (2008) — One year of Suspended Particle Matter (SPM) and carbon loads on an Alpine river: Isère River. *Houille Blanche.* **5** 64-66

Morlot T., Perret C., Favre A-C (Comm. Pers. 2012) — Dynamic rating curve assessment in hydrometric stations and calculation of the associated uncertainties : Quality and monitoring indicators. *Workshop Uncertainty Modelling in Hydraulics (UMH), 28-29 June 2012, Stresa, Italy*

Nemery J., Mano V., Navratil O., Gratiot N., Duvert C., Legout C., Belleudy P., Poirel A., Esteves M. (2010) — Retour d'expérience sur l'utilisation de la turbidité en rivière de montagne. *Techniques Sciences Méthodes.* **1/2** 61-67

Némery J., Mano V., Coynel A., Etcheber H., Moatar F., Meybeck M., Belleudy P., Poirel A. (2012) — Carbon and suspended sediment in an impounded alpine river (Isère, France). DOI : 10.1002/hyp.9387. *Hydrological Processes*

Sempéré R., Charrière., Van Wanbeke F., Cauwet G. (2000) — Carbon inputs of the Rhône River to the Mediterranean Sea: Biogeochemical implications. *Global Biogeochemical Cycles.* **14(2)** 669–681

Thèse de doctorat

Bilan des flux de métaux, carbone organique et nutriments contenus dans une rivière alpine : part des rejets urbains de l'agglomération de Grenoble et apports amont (Isère et Drac)

Solène Dutordoir

Université de Grenoble

Laboratoire d'étude des Transferts en Hydrologie et Environnement (LTHE, UMR 5564, CNRS - Grenoble INP - IRD - UJF)

Résumé :

La prise de conscience grandissante de la contamination des cours d'eaux a entrainé l'établissement de réglementations de plus en plus strictes concernant les rejets urbains et la fixation d'objectifs de qualité à atteindre pour les milieux aquatiques. Cependant, l'échantillonnage ponctuel reste une limite importante dans l'estimation des flux de contaminants et le besoin de suivis en continu est présent à la fois dans le milieu naturel et dans les réseaux d'assainissement urbains. Notre étude porte sur la quantification de la part des rejets urbains de l'agglomération grenobloise dans les flux totaux de matières en suspension (MES), nutriments (azote, phosphore), carbone organique et éléments traces métalliques (ETM) du milieu récepteur Isère (une rivière alpine). Ce travail s'est appuyé sur un réseau de mesures en continu de débits (Q) et de MES (par turbidimétrie) à l'amont et à l'aval de l'agglomération ainsi que sur une sonde spectrométrique à l'amont, associé à des campagnes de prélèvements réguliers et renforcés pendant les épisodes de crues. Des campagnes de mesures détaillées sur les principaux sous bassins du réseau d'assainissement ont été réalisées durant la période d'étude dans le cadre du schéma directeur d'assainissement de l'agglomération grenobloise. Le croisement de ces deux approches a permis de confronter les variations spatio-temporelles des MES, nutriments, carbone organique et ETM du réseau et du milieu récepteur en 2011 et 2012. Les flux sur ces deux années ont été établis afin de déterminer la contribution des rejets urbains dans les flux du milieu récepteur. La contamination en mercure a fait l'objet d'un suivi particulier du fait de la présence d'une source significative de mercure dans la région. Enfin, une réflexion sur l'amélioration des calculs de flux par l'utilisation de relations entre les ETM/carbone organique particulaire (COP) et un paramètre mesurable en continu (MES, Q) a été menée en parallèle de l'exploitation de ces résultats.

Mots-clés :

Matières en suspension ; Dynamique des flux de MES ; Nutriments ; Eléments traces métalliques ; Mercure ; Rejets urbains (temps de pluie et temps sec), sondes de turbidité et spectrométrique