La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines

Marie-Christine Gromaire

▶ **To cite this version:**

Marie-Christine Gromaire. La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. Autre. Ecole des Ponts ParisTech, 1998. Français. ⟨NNT : ⟩. ⟨tel-00005596⟩

HAL Id: tel-00005596

https://pastel.hal.science/tel-00005596v1

Submitted on 5 Apr 2004

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.

HAL Authorization

ECOLE NATIONALE
DES PONTS ET CHAUSSEES

THESE

Présentée pour l'obtention du titre de
DOCTEUR DE L'ECOLE NATIONALE DES PONTS ET CHAUSSEES
Spécialité : Sciences et Techniques de l'Environnement

LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES URBAINES EN RESEAU D'ASSAINISSEMENT UNITAIRE CARACTERISTIQUES ET ORIGINES

par

Marie-Christine GROMAIRE-MERTZ

Thèse soutenue le 16 décembre 1998, devant le jury composé de :

M. Guy OBERLIN	Président
M. Michel DESBORDES	Directeur de thèse
M. Bernard CHOCAT	Rapporteur
M. Vladimir KREJCI	Rapporteur
M. Jean Claude DEUTSCH	Examinateur
M. Ghassan CHEBBO	Examinateur
M. Michel AFFHOLDER	Membre invité
M. Pierre Frédéric TENIERE BUCHOT	Membre invité

SOMMAIRE

INTRODUCTION 17

1. LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES URBAINES 19
   1.1. Repères historiques 19
   1.2. Etat des connaissances sur la pollution des eaux pluviales 21
2. OBJECTIFS DE LA RECHERCHE 25

PARTIE 1. CONTEXTE EXPÉRIMENTAL 31

CHAPITRE 1.1. CHOIX DU BASSIN VERSANT ET DESCRIPTION 35

1. CHOIX DU SITE EXPÉRIMENTAL 35
2. DESCRIPTION DU SITE 36
   2.1. Délimitation du bassin versant et classification des surfaces 37
   2.2. Occupation du sol 38
      2.2.1. Population 38
      2.2.2. Activités 38
   2.3. Caractérisation des surfaces urbaines 39
      2.3.1. Répartition par type de surface 39
      2.3.2. Toitures 40
      2.3.3. Cours et jardin 42
      2.3.4. Voirie 42
   2.4. Description du réseau d'assainissement 45
      2.4.1. Topographie du réseau 45
      2.4.2. Nature des effluents de temps sec et de temps de pluie 47
      2.4.3. Etat d'ensablement du réseau 48

CHAPITRE 1.2. CHOIX ET ÉQUIPEMENT DES SITES DE MESURE 53

1. CONTRAINTES LIÉES À L'ÉQUIPEMENT DU BASSIN 53
2. CHOIX DES POINTS DE MESURE 54
   2.1. Pluviométrie 54
   2.2. Ruissellement 54
      2.2.1. Toitures 55
      2.2.2. Cours 56
      2.2.3. Chaussées 56
   2.3. Exutoire 58
3. CHOIX DES ÉQUIPEMENTS DE MESURE 60
   3.1. Difficultés métrologiques 60
   3.2. Description des équipements 61
      3.2.1. Pluviométrie 61
      3.2.2. Etude des eaux de ruissellement 61
      3.2.3. Exutoire 64
4. MAINTENANCE DES SITES DE MESURE 66

CHAPITRE 1.3. PROTOCOLES D'ANALYSE 69

1. PROTOCOLE D'ANALYSE DES MATIÈRES EN SUSPENSION (MES) ET DES MATIÈRES VOLATILES EN SUSPENSION (MVS) 69

2. PROTOCOLE D'ANALYSE DE LA DCO 71

3. PROTOCOLE D'ANALYSE DE LA DBO5 72

4. PROTOCOLE D'ANALYSE DES MÉTAUX 74

5. PROTOCOLE D'ANALYSE DES HYDROCARBURES 75

6. PROTOCOLE DE MESURE DES VITESSES DE CHUTE 76

6.1.1. Principe de mesure 76

Protocole de mesure 77

6.1.3. Méthode de calcul des vitesses de chute 78

CHAPITRE 1.4. INCERTITUDES DE MESURE 81

1. INTRODUCTION 81

2. INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS PONCTUELLES 82

2.1. Représentativité de l'échantillon prélevé 82

2.1.1. Incertitude liée à la variabilité des concentrations dans la section de mesure 82

2.1.2. Ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau 86

2.1.3. Evaluation théorique de la modification de l'échantillon au cours du transport entre la prise d'eau et le flacon 87

2.1.4. Contamination de l'échantillon lors du prélèvement 91

2.1.5. Evaluation expérimentale de l'incertitude d'échantillonnage, par temps sec à l'exutoire du bassin versant 94

2.2. Incertitude liée à la conservation de l'échantillon 97

2.2.1. Cas des analyses de MES, DCO et DBO5 97

2.2.2. Cas des analyses de métaux et d'hydrocarbures 98

2.2.3. Cas des vitesses de chute 99

2.3. Incertitudes d'analyse 100

2.3.1. Incertitude d'analyse des MES, MVS, DCO et DBO5 100

2.3.2. Incertitude d'analyse des métaux et des hydrocarbures 102

2.3.3. Incertitude de mesure des vitesses de chute 102

2.4. Valeurs retenues pour l'incertitude sur les concentrations des prélèvements ponctuels 105

2.4.1. Concentrations ponctuelles mesurées à l'exutoire par temps sec et par temps de pluie 105

2.4.2. Concentrations mesurées sur les eaux de ruissellement des toitures, cours, chaussées 106

2.4.3. Incertitude sur la mesure des vitesses de chute 107

3. INCERTITUDE SUR LA CONCENTRATION MOYENNE AU COURS D'UN ÉVÉNEMENT 108

3.1. Introduction 108

3.2. Incertitude sur la concentration moyenne liée à la procédure d'échantillonnage 108

3.2.1. Représentativité de différentes procédures d'échantillonnage 108

3.2.2. Incertitudes liées aux procédures d'échantillonnage utilisées dans le cadre de la thèse 111

3.3. Incertitude sur la concentration moyenne liée à la détermination du début et la fin de l'événement 116

3.3.1. Exutoire 116

3.3.2. Avaloirs et cours 119

3.4. Incertitude sur la concentration moyenne, liée à l'erreur de prélèvement et d'analyse 119

3.5. Valeurs retenues pour l'incertitude sur la concentration moyenne au cours de l'événement 122

3.5.1. Rappel des principales sources d'incertitude par site de mesure 122
3.5.2. Calcul de l'incertitude globale 124

4. INCERTITUDE SUR LES MESURES PLUVIOMÉTRIQUES, LES DÉBITS ET LES VOLUMES 126
4.1. Incertitude sur les données pluviométriques 126
4.1.1. Incertitude liée à la technique de mesure 126
4.1.2. Incertitude liée au site de mesure 127
4.2. Incertitude sur les mesures de débit et de volume des eaux de ruissellement 128
4.2.1. Mesures de débit et de volume au niveau des sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée 128
4.2.2. Volume ruisselé par unité de surface sur les cours, toitures et chaussées expérimentales 130
4.3. Incertitude sur les mesures de débit et de volume à l'exutoire 131
4.3.1. Calcul d'incertitude théorique 131
4.3.2. Comparaison avec des mesures de débit par traçage chimique 135
4.3.3. Conclusion sur l'incertitude des mesures de débit et de volume à l'exutoire 136
4.4. Synthèse des incertitudes sur les mesures pluviométrique, les débits et les volumes 137

CONCLUSION : SYNTHÈSE DU CONTEXTE EXPÉRIMENTAL 141

PARTIE 2. CARACTÉRISATION DES EAUX URBAINES 145

CHAPITRE 2.1. : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE 149

1. LES EAUX USÉES DE TEMPS SEC 149
1.1. Nature et origines des eaux usées de temps sec 149
1.1.1. Volume et charge polluante des eaux usées domestiques 149
1.1.2. Volume et charge polluante des eaux usées « professionnelles » 153
1.1.3. Volume et charge polluante des eaux de lavage de voirie et des eaux claires 154
1.2. Caractéristiques des eaux usées de temps sec à l'exutoire des réseaux unitaires 155
1.2.1. Ordre de grandeur des volumes et des charges journaliers 155
1.2.2. Variabilité des flux journaliers en MES 156
1.2.3. Variabilité journalières des débits et flux d'eaux usées 158
1.2.4. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux usées de temps sec 160
1.3. Conclusions sur les données bibliographiques concernant les eaux de temps sec 161

2. LES EAUX DE RUISSELLEMENT 162
2.1. Origines de la pollution des eaux de ruissellement 162
2.1.1. Lessivage de l'atmosphère 162
2.1.2. Lessivage des surfaces urbaines 164
2.2. Caractérisation des eaux de ruissellement de toiture 174
2.2.1. Enjeu des études sur la pollution des eaux de toiture 174
2.2.2. Les toitures sources ou puits de pollution ? 174
2.2.3. Concentration des eaux de ruissellement de toiture et influence de la nature du toit 176
2.2.4. Evolution des concentrations au cours de l'événement pluvieux 181
2.2.5. Répartition de la pollution entre phase solide et phase dissoute 182
2.2.6. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toiture 183
2.3. Eaux de ruissellement de voirie 184
2.3.1. Nature des données bibliographiques 184
2.3.2. Concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux 185
2.3.3. Répartition de la pollution entre fraction dissoute et particulaire 189
2.3.4. Nature des particules en suspension dans les eaux de voirie 189
2.3.5. Répartition de la pollution au cours de l'événement 192
2.4. Eaux pluviales à l'exutoire des réseaux séparatifs 193

2.5. Conclusion sur les données bibliographiques concernant les eaux de ruissellement..194

3. LES EAUX PLUVIALES À L'EXUTOIRE D'UN RÉSEAU UNITAIRE 196

3.1. Ordre de grandeur de la pollution des eaux pluviales unitaires 196

3.1.1. A l'échelle de l'événement pluvial..... 196

3.1.2. A l'échelle annuelle..... 197

3.2. Répartition de la pollution des eaux pluviales unitaires entre phases dissoute et particulaire.....198

3.3. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires 199

3.3.1. Granulométrie, densité et teneurs en polluants..... 199

3.3.2. Vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires 200

3.4. Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux et phénomène de « premier flot » 203

3.4.1. Qu'est ce que le premier flot ?..... 203

3.4.2. Position relative des pics de concentration et de débit 205

3.4.3. Répartition de la masse polluante au cours de l'événement pluvial..... 205

3.5. Conclusions sur les données bibliographiques concernant les eaux pluviales unitaires 208

4. CONCLUSIONS DE LA SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE 209

CHAPITRE 2.2. CARACTÉRISATION DES EAUX USÉES DE TEMPS SEC DU MARAIS 213

1. DESCRIPTION DES CAMPAGNES DE MESURE.....213

1.1. Campagne d'étude des eaux de lavage de voirie.....213

1.2. Campagne d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du bassin versant 213

2. CARACTÉRISTIQUES MOYENNES JOURNALIÈRES DES EAUX DE NETTOYAGE DE VOIRIE.....215

2.1. Volume d'eau et masses polluantes engendrées.....215

2.2. Répartition de la pollution des eaux de nettoyage entre phase dissoute et phase particulaire.....217

2.3. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie..218

2.3.1. Teneurs en matière organique des particules issues du nettoyage..... 218

2.3.2. Teneurs en micropolluants des particules issues du nettoyage 218

2.3.3. Vitesses de chute des particules issues du nettoyage 219

2.4. Conclusions sur les eaux de nettoyage de voirie 221

3. CARACTÉRISTIQUES MOYENNES JOURNALIÈRES DES EAUX DE TEMPS SEC À L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT 222

3.1. Débits, flux et concentrations moyennes journalières des eaux de temps sec.....222

3.1.1. Ordre de grandeur..... 222

3.1.2. Variabilité en fonction du jour de la semaine et de la saison..... 224

3.1.3. Conclusions sur les ordres de grandeurs des débits, concentrations et flux de temps sec 230

3.2. Répartition de la pollution des eaux usées entre phase dissoute et phase particulaire et caractéristiques des particules en suspension, en moyenne journalière.....231

3.2.1. Répartition de la pollution des eaux usées entre phase dissoute et phase particulaire 231

3.2.2. Caractéristiques moyennes journalières des particules en suspension dans les eaux usées.. 232

3.2.3. Conclusions sur la répartition dissous / particulaire et les caractéristiques des particules en suspension dans les eaux usées..... 235

4. EVOLUTION JOURNALIÈRE DES EAUX DE TEMPS SEC 236

4.1. Cycle journalier des débits, concentrations et flux pour les paramètres globaux 236

4.1.1. Allure globale du cycle journalier..... 236

4.1.2. Evolution du cycle en fonction du jour de la semaine 237
4.1.3. Evolution du cycle en fonction de la campagne de mesure 237
4.2. Evolution au cours de la journée de la nature de la pollution des eaux de temps sec 241
4.2.1. Biodégradabilité de l'effluent 241
4.2.2. Evolution du pourcentage de matière oxydable liée aux particules 241
4.2.3. Evolution de la teneur en matière oxydable des particules 242
4.2.4. Evolution de la vitesse de chute des particules 243
4.3. Synthèse des observations concernant l'évolution au cours de la journée de la pollution des eaux de temps sec 244
5. ANALYSE DES PHÉNOMÈNES EN JEU AU COURS DU CYCLE JOURNALIER DES EAUX DE TEMPS SEC 245
5.1. Méthodologie 245
5.2. Le cycle journalier des concentrations : un effet de dilution uniquement ? 246
5.3. Mise en évidence des effets d'une variation de la capacité de transport au cours de la journée 248
5.3.1. Analyse des relation débits d'eaux usées – flux d'eaux usées 248
5.3.2. Analyse de la relation débit d'eaux usées – nature des particules 250
5.4. Utilisation des rapports MES/DCOd et NH4/DCOd comme traceur de l'origine des flux polluants de temps sec 251
5.4.1. Etude du rapport MES/DCOd 251
5.4.2. Etude du rapport NH4/DCOd 252
5.5. Conclusion sur l'évolution journalière de la qualité des effluents de temps sec 253
6. SYNTHÈSE DES PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LES CARACTÉRISTIQUES DES EAUX DE TEMPS SEC À L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DU MARAIS 254
6.1. Débits, concentrations et masses polluantes 254
6.2. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de temps sec 254
6.3. Le cycle journalier des eaux de temps sec résultat de phénomènes d'érosion et de sédimentation 255

CHAPITRE 2.3. CARACTÉRISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT, SUR LE BASSIN VERSANT DU MARAIS 259

1. DESCRIPTION DES ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX ÉTUDIÉS 259
2. CONCENTRATIONS ET FLUX EN MOYENNE SUR L'ÉVÉNEMENT PLUVIEUX 266
2.1. Critique des données de concentration moyenne 266
2.2. Ordres de grandeur des concentrations et masses par événement 267
2.2.1. Ordre de grandeur des concentrations et masses de MES, MVS, DCO et DBO5 267
2.2.2. Ordre de grandeur des concentrations et des masses en métaux et hydrocarbures 270
2.2.3. Conclusions sur les ordres de grandeur des concentrations des eaux de ruissellement 273
2.3. Variabilité des concentrations en fonction du site de mesure 274
2.3.1. Variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de toitures en fonction du site de mesure 274
2.3.2. Variabilité des concentrations en fonction du site pour les cours et les chaussées 279
2.3.3. Conclusion sur la variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de en fonction du site de mesure 282
2.4. Variabilité des concentrations en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux 284
2.4.1. Variabilité des concentrations et masses polluantes du ruissellement de toitures en fonction de l'événement pluvieux 284
2.4.2. Variabilité des concentrations et masses polluantes du ruissellement de chaussée en fonction de l'événement pluvieux 286

2.4.3. Conclusion sur la variabilité en fonction de l'événement pluvieux 288

3. RÉPARTITION DE LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE 289

3.1. Proportion de matière oxydable liée aux particules 289

3.1.1. Ordre de grandeur 289

3.1.2. Variabilité de cette répartition en fonction du site d'échantillonnage 289

3.1.3. Relations entre la proportion de matière oxydable particulaire et différentes caractéristiques de l'effluent 291

3.2. Proportion de micro polluants liée aux particules 292

3.2.1. Ordre de grandeur 292

3.2.2. Variabilité de la répartition dissous-particulaire en fonction du site de mesure 293

3.3. Conclusion sur la répartition de la pollution des eaux de ruissellement entre fractions dissoute et particulaire 295

4. CARACTÉRISTIQUES DES PARTICULES EN SUSPENSION 296

4.1. Teneurs en matière organique 296

4.1.1. Ordre de grandeur 296

4.1.2. Variabilité des teneurs en matière organique en fonction du site de mesure 297

4.1.3. Variabilité en fonction de l'événement pluvieux 299

4.2. Teneurs particulaires en métaux et en hydrocarbures 300

4.2.1. Ordre de grandeur 300

4.2.2. Variabilité des teneurs en métaux et hydrocarbures en fonction du site d'échantillonnage . 301

4.3. Vitesses de chute des particules de chaussée 304

4.3.1. Ordre de grandeur 304

4.3.2. Répartition des matières volatiles par classes de vitesse de chute 305

4.3.3. Relations entre vitesse de chute des particules et caractéristiques de l'événement pluvieux 306

4.3.4. Comparaison des vitesses de chute au niveau des différents sites de mesure 308

4.3.5. Comparaison entre les vitesses de chute des eaux de ruissellement de chaussée et des eaux de nettoyage de voirie 310

4.4. Conclusions sur la nature des particules en suspension dans le ruissellement 311

5. RÉPARTITION DE LA POLLUTION AU COURS DE L'ÉVÉNEMENT PLUVIEUX 312

5.1. Caractéristiques générales des pollutogrammes d'eaux de ruissellement de voirie 312

5.2. Cas de pluies successives 315

5.2.1. Données 315

5.2.2. Remarques générales sur les pluies successives 315

5.2.3. Réflexion sur les mécanismes d'entraînement 318

5.3. Analyse des courbes masse-volume 320

5.4. Conclusion sur la répartition de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée au cours de l'événement pluvieux 324

6. PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT DU MARAIS 325

6.1. Concentrations et masses polluantes 325

6.2. Répartition dissous-particulaire 325

6.3. Caractéristiques des particules en suspension dans le ruissellement 326

6.4. Répartition de la pollution au cours de l'événement 327

CHAPITRE 2.4. CARACTÉRISATION DES EAUX PLUVIALES À L'EXUTOIRE DU RÉSEAU UNITAIRE 331

1. DESCRIPTION DES ÉVÉNEMENTS PLUVIEUX ÉTUDIÉS 331

2. CONCENTRATIONS ET FLUX MOYENS À L'ÉCHELLE DE L'ÉVÉNEMENT PLUVIEUX 334

2.1. Critique des données de concentrations 334
2.2. Concentrations et flux de MES, MVS, DCO et DBO5, à l'échelle de l'événement pluvieux 334
2.2.1. Ordre de grandeur et comparaison avec la bibliographie 334
2.2.2. Comparaison avec les flux de temps sec 335
2.3. Concentrations et flux de métaux et d'hydrocarbures, à l'échelle de l'événement pluvieux 336
2.3.1. Ordre de grandeur 336
2.3.2. Comparaison avec les données de la littérature 336
2.3.3. Comparaison avec les flux de temps sec 337
2.4. Variabilité en fonction de l'événement pluvieux 338
2.5. Conclusions sur les concentrations et les masses par événement pluvieux 339
3. RÉPARTITION DE LA POLLUTION ENTRE LA PHASE PARTICULAIRE ET LA PHASE DISSOUTE, ET CARACTÉRISTIQUES DES PARTICULES EN SUSPENSION 340
3.1. Répartition de la pollution entre la phase particulaire et la phase dissoute, en moyenne sur l'événement pluvieux 340
3.2. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires du Marais 341
3.2.1. Teneurs en matière oxydable 341
3.2.2. Teneurs en micro polluants 341
3.2.3. Vitesses de chute 343
3.3. Conclusions sur la répartition dissous / particulaire et les caractéristiques des particules en suspension 349
4. RÉPARTITION DE LA POLLUTION AU COURS DE L'ÉVÉNEMENT PLUVIEUX 350
4.1. Caractéristiques générales des pollutogrammes à l'exutoire du bassin versant 350
4.2. Cas de pluies successives 353
4.3. Analyse des courbes masse-volume 356
4.3.1. Données globales 356
4.3.2. Comparaison avec les données de la base QASTOR 357
4.3.3. Variation des courbes M(V) en fonction de l'heure de la journée 358
4.3.4. Analyse des courbes M(V) extrêmes 360
4.4. Conclusions sur la répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial 361
5. PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LA POLLUTION DES EFFLUENTS DE TEMPS DE PLUIE À L'EXUTOIRE DU MARAIS 362
5.1. Concentrations et masses polluantes par événement pluvieux 362
5.2. Répartition dissous-particulaire et caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires 362
5.3. Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial 364
CONCLUSION DE LA PARTIE 2 CARACTERISTIQUES DES EAUX URBAINES ET ÉVOLUTION ENTRE L'ENTRÉE ET LA SORTIE DU RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT 367
1. LES APPORTS DE L'ETUDE ET SES LIMITES 367
2. COMPARAISON DES DIFFÉRENTS TYPES D'EFFLUENTS 369
2.1. Evolution des concentrations entre l'entrée et la sortie du réseau 369
2.2. Evolution du pourcentage de pollution liée aux particules 371
2.3. Evolution des teneurs particulaires 372
2.4. Evolution des vitesses de sédimentation 373

2.5. Conclusions....373

PARTIE 3. SOURCES ET TRANSFERT DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES EN RÉSEAU UNITAIRE 375

CHAPITRE 3.1. CONTRIBUTION DES DIFFÉRENTES SOURCES À LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES UNITAIRES 379

1. DONNÉES BIBLIOGRAPHIQUES 379
1.1. Sources de pollution des eaux pluviales....379
1.1.1. Contributions à l'échelle annuelle 379
1.1.2. Contributions à l'échelle de l'événement pluvieux 381
1.1.3. Limites des données bibliographiques et objectifs 383
2. MÉTHODE D'ÉVALUATION DES CONTRIBUTIONS A L'ÉCHELLE DU BASSIN VERSANT DU MARAIS 385
2.1. Méthode de calcul 385
2.2. Remarques sur la méthodologie retenue....387
2.2.1. Originalité et limites....387
2.2.2. Définition plus précise des différents termes du bilan 388
2.3. Caractéristiques des événements pluvieux utilisés 391
3. CONTRIBUTIONS EN MES, MVS, DCO ET DBO5 392
3.1. Flux polluants issus des eaux de ruissellement à l'échelle du bassin versant et contribution des différents types d'eaux de ruissellement....392
3.1.1. Contribution des différents types d'eaux de ruissellement au flux global des eaux de ruissellement du bassin 392
3.1.2. Comparaison des eaux de ruissellement du bassin versant avec les rejets des réseaux séparatifs 392
3.2. Ordres de grandeur des contributions des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau....395
3.2.1. Contributions en MES, MVS et matières oxydables totale....395
3.2.2. Contributions en matières oxydables dissoutes et particulaires 396
3.3. Variabilité des contributions en fonction de l'événement pluvieux....398
3.3.1. Paramètres pris en compte 398
3.3.2. Relations entre caractéristiques de l'événement pluvieux et masses polluantes issues des différentes sources 399
3.3.3. Relation entre les caractéristiques de l'événement pluvieux et la proportion de la masse polluante issue de chaque source....402
4. CONTRIBUTIONS EN METAUX....404
4.1. Flux polluants issus des eaux de ruissellement à l'échelle du bassin versant et contribution des différents types d'eaux de ruissellement....404
4.1.1. Contribution des différents types d'eaux de ruissellement au flux métallique global des eaux de ruissellement du bassin....404
4.1.2. Comparaison des eaux de ruissellement du bassin versant avec les rejets des réseaux séparatifs 405
4.2. Ordres de grandeur des contributions en métaux des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau 407
4.2.1. Contribution des différentes sources en métaux totaux 407
4.2.2. Contribution des différentes sources en métaux dissous et particulaires....408
4.3. Variabilité des contributions en fonction de l'événement pluvieux....410
5. EFFET DES INCERTITUDES SUR LE CALCUL DES BILANS 412

5.1. Effet des incertitudes de mesure 412
5.1.1. Incertitude sur les volumes 412
5.1.2. Incertitudes sur les concentrations moyennes au cours de l'événement 412
5.2. Effet des incertitudes d'extrapolation 416
5.2.1. Incertitude due à l'extrapolation des données concernant les eaux usées 416
5.2.2. Incertitude due à l'extrapolation des données concernant les eaux de ruissellement 417

6. CONCLUSIONS SUR LA CONTRIBUTION DES DIFFÉRENTES SOURCES À LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES EN RÉSEAU UNITAIRE 422

CHAPITRE 3.2. REFLEXIONS SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT EN RÉSEAU UNITAIRE 427

1. TRANSFERT DES SOLIDES EN SUSPENSION 427
1.1. Nature des particules transférées 427
1.1.1. Teneurs en matière organique 427
1.1.2. Biodégradabilité de la matière organique particulaire 428
1.1.3. Vitesses de sédimentation 429
1.2. Evolution de l'origine et de la nature des particules au cours de l'événement pluvieux 433
1.2.1. Méthode de calcul 433
1.2.2. Résultats pour quatre événements pluvieux 436
1.3. Réflexion sur l'origine des particules issues des échanges avec les stocks du réseau. 440
1.3.1. Importance relative des différentes parties du terme d'échange avec le réseau 440
1.3.2. Nature des stocks de solides du réseau susceptibles de contribuer 441

2. TRANSFERT DES METAUX 448
2.1. Evolution au cours du transfert des métaux dissous et particulaires 448
2.1.1. Données bibliographiques sur les mécanismes déterminant la répartition des métaux entre phase dissoute et particulaire 448
2.1.2. Réflexions sur l'évolution en réseau des métaux dissous 452
2.1.3. Réflexions sur le transfert et les sources de métaux particulaires dans le réseau d'assainissement 453
2.2. Hypothèses sur le devenir des métaux stockés dans le réseau par temps de pluie 456
2.2.1. Un lessivage des métaux par temps sec ? 456
2.2.2. Une accumulation dans le réseau ? 459

3. CONCLUSION ET PERSPECTIVES SUR LE ROLE DES STOCKS DU RÉSEAU DANS LE TRANSFERT DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES 461

CONCLUSION GÉNÉRALE 463

1. SYNTHÈSE DES PRINCIPAUX RÉSULTATS 465
2. CONCLUSIONS EN TERME DE GESTION DES EAUX PLUVIALES ET DE MODÉLISATION 472
2.1. Gestion de la pollution des eaux pluviales 472
2.2. Réflexion sur la modélisation 475
3. PERSPECTIVES DE RECHERCHE 477

Remerciements

Ce travail de recherche a été mené au Centre d'Enseignement et de Recherche sur la Ville l'Eau et l'Environnement (CEREVE), qui est un laboratoire de recherche commun à l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, l'Ecole Nationale du Génie Rural des Eaux et des Forêts et l'Université Paris XII-Val de Marne, à l'époque où ce laboratoire s'appelait encore le CERGRENE. Il a été réalisé dans le cadre du programme de recherche intitulé « Génération et Transport de la Pollution des Rejets Urbains de Temps de Pluie en Réseau d'Assainissement Unitaire », coordonné au CEREVE par Monsieur Ghassan Chebbo.

Cette thèse a été effectuée sous la direction du professeur Michel Desbordes, qui malgré son éloignement géographique a suivi ce travail avec grand intérêt, l'a guidé tout au long de ses conseils et ses remarques avisées et l'a éclairé de son vaste champ de connaissance en hydrologie. Je tiens à lui exprimer ma profonde gratitude pour son soutien.

Au CEREVE, c'est Monsieur Ghassan Chebbo qui a encadré de très près ce travail, toujours disponible pour répondre à mes interrogations et mes incertitudes, et m'entraînant dans le sillage de son enthousiasme et de sa détermination. Qu'il trouve ici l'expression de ma vive reconnaissance et de mon amitié.

Je remercie Monsieur Guy Oberlin qui m'a fait l'honneur de présider au jury de thèse.

Messieurs Bernard Chocat et Vladimir Krejci ont accepté la lourde tâche de rapporteurs et je les remercie de leur lecture attentive et critique, qui n'a pas faibli devant la longueur du document.

Mes remerciements s'adressent également à Messieurs Michel Affholder et Pierre Frédéric Ténière Buchot qui ont accepté de participer à l'évaluation de ce travail, y portant un éclairage différent. Monsieur Jean-Claude Deutsch a non seulement participé au jury en tant qu'examinateur, mais en tant que directeur du CEREVE il a également veillé tout au long de ces quatre années de thèse aux bonnes conditions matérielles de son déroulement.

Le travail expérimental extrêmement lourd a nécessité la participation de l'ensemble de l'équipe « BVUE ». Il a été effectué en collaboration avec les autres élève-chercheurs de l'équipe : S. Garnaud, A. Gonzalez, M. Ahyerre et avec l'aide d'un certain nombre d'étudiants en stage de DEA, en stage de maîtrise, en stage scientifique, services verts ou autres. Je pense en particulier à Stéphane Chadirat, Perrine Dulac, François-Jérome Bris, mais aussi Nicole, Guillaume, Estelle, James, Marc, Eric… Enfin, cette recherche n'aurait pu aboutir sans le travail acharné de Monsieur Mohammed Saad, gestionnaire de mesure du bassin versant et vaillant combattant du travail de terrain et d'analyse, dont j'ai pu admirer le sens de l'organisation, la rigueur, la persévérance et apprécier les qualités humaines. Je lui adresse mes plus vifs remerciements.

Cette recherche a été possible grâce au soutien financier des organismes suivants :

Comité Inter Agences de l'Eau

Ville de Paris

Conseil Régional d'Ile de France

Conseil Scientifique et Technique des Bassins Versants de Recherche Expérimentaux (CST-BVRE)

Laboratoire Central des Ponts et Chaussées

Ecole Nationale des Ponts et Chaussées

Je tiens à remercier toutes les personnes qui nous ont aidés dans la mise en place du site expérimental et celles qui nous ont aidé à trouver des sites pour l'implantation des dispositifs de prélèvement des eaux de ruissellement :

Messieurs Constant et Obry du service de l'assainissement de la ville de Paris, ainsi que l'ensemble du personnel de la Subdivision Est,

Monsieur Tabuchi, de l'Agence de l'Eau Seine Normandie,

Messieurs Grange et Rollin du LROP,

Monsieur Boilet, Madame Letourneur, Monsieur Joudioux de la Sous Direction des Affaires Scolaires de la ville de Paris,

Les responsables de la caserne des pompiers, Monsieur le colonel Maunory, Monsieur l'adjudant chef Marqueret et Monsieur le chef Negrel,

Les responsables de la caserne de gendarmerie, et en particulier Monsieur l'adjudant Lacherez,

Madame Rabion, directrice de l'école privée Ste Geneviève,

Le service des espaces verts de la ville de Paris,

Le service du nettoyage de la ville de Paris.

Merci afin a tous les CEREVIENS et CEREVIENNES pour l'ambiance chaleureuse, le soutien moral ou technique qu'ils m'ont apporté.

Pour finir, c'est à mon mari, Franck, que je pense. Sa patience a été mise à rude épreuve aux heures où les astreintes puis la rédaction m'ont rendue très peu disponible.

La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines.

Résumé

Ce travail de thèse a visé à mettre en place, au niveau d'un bassin versant urbain situé en centre ville et drainé par un réseau d'assainissement unitaire (bassin versant du Marais à Paris), un dispositif expérimental permettant le suivi de la qualité des eaux urbaines aux différents niveaux du cycle de l'eau dans la ville.

Il a permis :

- la caractérisation fine de la pollution des différents types d'eaux produites par le bassin versant (eaux usées de temps sec ; eaux de ruissellement des toitures, des cours intérieures et de la voirie ; eaux pluviales unitaires), en terme de :
    - concentration en MES, MVS, DCO, DBO5, métaux et hydrocarbures,
    - répartition de la pollution entre la phase dissoute et la phase particulaire,
    - nature des particules (teneurs en polluants, vitesses de sédimentation),
    - répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial.
- l'évaluation, à l'échelle du bassin versant et sur la durée de l'événement pluvieux, de la contribution respective des trois sources de pollution qui sont les eaux usées, les eaux de ruissellement et la remise en suspension des dépôts en réseau, à la pollution des eaux pluviales en réseau unitaire,
- l'étude de l'évolution de la qualité des effluents au cours de leur transfert en réseau.

Les résultats mettent en évidence le rôle fondamental joué par le réseau d'assainissement unitaire dans la pollution des effluents unitaires. Ils démontrent que le réseau n'est pas seulement un système de transport des effluents mais qu'il constitue un réacteur physico-chimique qui conditionne la qualité des effluents de temps sec et de temps de pluie.

Sur le bassin versant du Marais, la remise en suspension des stocks de pollution accumulés par temps sec dans le réseau constitue la principale source de particules et de matière organique des effluents de temps de pluie, tandis que les masses métalliques proviennent essentiellement des eaux de ruissellement de toiture, via la corrosion des éléments de toiture métalliques.

Mots clés

Bassin versant expérimental
Incertitudes de mesure
Rejets urbains de temps de pluie
Eaux de ruissellement
Eaux usées
Réseau d'assainissement unitaire
Sources de pollution
MES, MVS, DCO, DBO5
Métaux lourds
Hydrocarbures
Vitesses de chute des particules

Urban wet weather pollution in combined sewer networks. Characteristics and origins.

Abstract

This thesis aimed to fit out an experimental urban catchment area (Le Marais catchment in Paris), provided with a combined sewer network and situated downtown, so as to obtain a description of the pollution of urban wet weather flows at different levels of the urban water cycle.

This approach allowed:

- A detailed characterisation of the pollution of waste water, of urban runoff from roofs, streets and yards and of combined flow at the catchment outlet. The parameters we focused on were:
    - event mean concentrations of SS, VSS, COD, BOD5, heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) and hydrocarbons,
    - distribution of the pollution between dissolved and particulate fractions,
    - particle characteristics: pollution loads on particles, settling velocities,
    - distribution of the pollution load during the rain event.
- An evaluation of the contribution of the three sources of pollution, which are urban runoff, waste water and sewer sediments, to the pollution loads measured during a rain event at the outlet of the combined sewer.
- A study of the evolution of wet weather flow pollution between the entry and the outlet of the combined sewer.

The results obtained underline the fact that a combined sewer network is not only a transport system but also a physical and chemical reactor, which affects the quality of urban water by its characteristics. The erosion of combined sewer sediments appeared to be the main source of particles and organic matter in wet weather flows, whereas heavy metal loads mainly originated from roof runoff, due to the corrosion of metallic roofs.

Key words

Experimental urban catchment
Uncertainty analysis
Urban wet weather discharges
Urban runoff
Waste waters
Combined sewers
Sources of pollution
SS, VSS, COD, BOD5
Heavy metals
Hydrocarbons
Settling velocities

PARTIE 1.

CONTEXTE EXPERIMENTAL

CHAPITRE 1.1.

CHOIX DU BASSIN VERSANT ET DESCRIPTION

CHAPITRE 1.1. CHOIX DU BASSIN VERSANT ET DESCRIPTION

1. CHOIX DU SITE EXPERIMENTAL

Le site expérimental a été choisi suivant des critères dictés par les objectifs de notre recherche. Afin de mener à bien cette recherche, le bassin versant devait être :

- bien délimité et à exutoire unique,
- situé en centre ville, fortement urbanisé,
- de dimension réduite (surface inférieure 100 ha), de façon à permettre une connaissance détaillée du site,
- de caractéristiques (topographie et occupation du sol) connues,
- muni d'un réseau d'assainissement unitaire et visitable,
- présenter des dépôts en réseau.

Après visite de plusieurs sites potentiels, proposés par le Service de l'Assainissement de Paris, notre choix s'est porté sur un bassin versant expérimental situé au centre de Paris, sur une partie des 3^{ième} et 4^{ième} arrondissements, dans le quartier du Marais. Sa surface est de 42 hectares. L'occupation du sol est représentative d'un centre ville ancien : il s'agit d'un quartier résidentiel avec de nombreux petits commerces et des activités du secteur tertiaire mais peu d'activités industrielles. Le coefficient de ruissellement[1] est d'environ 0,78 et la pente moyenne[2] du bassin est de 0,84%. L'habitat est dense, avec une population totale de 12400 habitants. Ce bassin versant est drainé par un réseau unitaire, entièrement visitable.

[1] Estimation du coefficient de ruissellement à partir des valeurs théoriques citées dans [Bourrier ; 91] pour différents types d'occupation du sol en terrain plat

[2] moyenne arithmétique, pondérée par la longueur, des pentes des rues du bassin versant

2. DESCRIPTION DU SITE

Une attention particulière a été donnée à la caractérisation du bassin versant expérimental. Préalablement à tout équipement du site, nos efforts ont porté sur l'étude de divers paramètres susceptibles d'influencer :

- la qualité et le volume des eaux de temps sec
- le fonctionnement hydraulique du bassin versant, et en particulier les volumes ruisselés au cours d'une pluie sur les différentes surfaces du bassin versant
- les mécanismes d'accumulation et d'entraînement des polluants sur les surfaces urbaines, donc la qualité des eaux de ruissellement
- les mécanismes d'accumulation et d'entraînement des polluants dans le réseau d'assainissement.

Ce travail de description du site poursuivait un triple objectif :

- assurer la validité de nos résultats
- fournir les données nécessaires à leur interprétation
- faciliter les comparaisons avec les données provenant d'autres sites expérimentaux.

Les différents paramètres pris en compte lors de la caractérisation du site, leur impact, ainsi que la méthode utilisée pour leur évaluation sont présentés dans le Tableau 2.

Tableau 2 : paramètres pris en compte lors de la caractérisation du site et méthode d'évaluation

Paramètre étudié	Méthode	Objectif
Délimitation précise du bassin versant (réseau, bâtiments, chaussées) Classification fine des surfaces	visite du réseau plans du réseau cadastre plans de la voirie enquête sur site photo aérienne	⇒ évaluation précise des volumes ruisselés
Population Activités professionnelles	INSEE enquête sur site	⇒ identification des rejets de temps sec
Toitures : matériaux Cours : revêtement, usage Voirie : topographie, fréquentation, pratiques locales	photo aérienne enquête sur site service du nettoiement plans de voirie	⇒ identification des sources de pollution des eaux de ruissellement ⇒ compréhension des mécanismes d'accumulation et transport
Topographie du réseau (pentes et sections) Nature des effluents Cartographie des dépôts	plans du réseau visite du réseau étude diagnostique	⇒ fonctionnement hydraulique du réseau ⇒ mécanismes d'accumulation et d'entraînement en réseau ⇒ sources de pollution en réseau

2.1. Délimitation du bassin versant et classification des surfaces

Une délimitation précise du bassin versant a été entreprise afin de vérifier l'absence de connexions avec les bassins versants voisins et d'évaluer précisément la surface drainée. Cette délimitation a dû être effectuée à trois niveaux :

- délimitation du réseau drainé en temps sec et en temps de pluie par l'exutoire du bassin versant. Notons que par temps de pluie le sens d'écoulement peut être modifié du fait d'influences aval. De petits murets ont été construits en certains points présentant des risques de défluence ou d'affluence par temps de pluie afin d'assurer la délimitation du bassin versant.
- délimitation des habitations drainées par ce réseau (eaux domestiques, ruissellement des toitures et des cours intérieures)
- délimitation des chaussées drainées par ce réseau. Notons que dans certains cas la pente de la rue est à l'inverse de celle du réseau d'assainissement, et de ce fait la chaussée et les constructions qui la bordent peuvent appartenir chacune à un bassin versant différent.

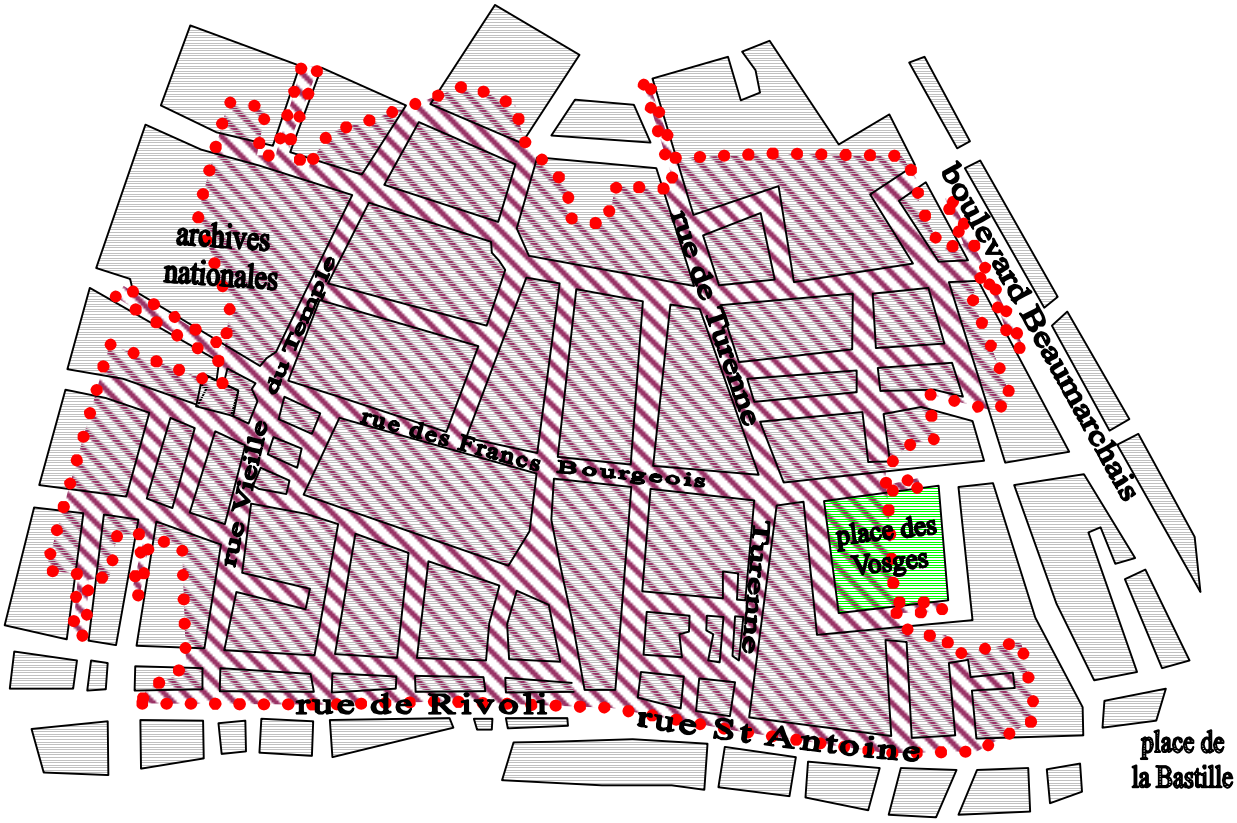


Figure 1 : position et délimitation du bassin versant

2.2. Occupation du sol

2.2.1. Population

La population du bassin a été estimée à partir des données de recensement de la population par îlot [3] d'habitations fournies par l'INSEE, et datant de 1990.

Le nombre total d'habitants résidant sur le bassin est de 12 372, ce qui correspond à une densité de population de 295 habitants par hectare. Cette population est répartie uniformément sur l'ensemble du bassin.

2.2.2. Activités

Le recensement des activités présentes sur le bassin versant, effectué par nos soins en début d'étude, fait apparaître la répartition suivante :

Type d'activité	Nombre d'établissements
Commerces divers Activités du secteur tertiaire	546
Commerces alimentaires Restauration Collectivités (écoles, cliniques..)	166
Commerces susceptibles de rejeter des produits chimiques (teintureries, labo photo, garage,..)	37
Activité industrielle (petits ateliers)	10

L'activité principale est le petit commerce ainsi que la restauration et les diverses activités du secteur tertiaire. Ces activités sont réparties de façon relativement uniforme sur l'ensemble du bassin versant, avec cependant une plus forte concentration le long des principaux axes de circulation : rue de Rivoli, rue St Antoine, rue des Francs Bourgeois, rue Vieille du Temple, rue de Turenne (voir Figure 2).

[3] Par "ilots d'habitation" l'INSEE désigne un paté de maisons délimité par quatre rues.

2.3. Caractérisation des surfaces urbaines

2.3.1. Répartition par type de surface

Une répartition des surfaces en fonction de leur nature et de leur revêtement a été établie sur la base de visites détaillées du site, de plans cadastraux et d'une photo aérienne du site. Ces données nous ont permis d'estimer la répartition des surfaces donnée en Tableau 3 et d'estimer le coefficient de ruissellement du bassin versant.

Le coefficient de ruissellement global du bassin versant a ainsi été estimé à 0.78. Dans la pratique, si l'on s'en réfère aux débits réellement mesurés à l'exutoire du bassin versant pour les événements pluvieux étudiés, ce coefficient de ruissellement varie entre 0.52 et 0.88 en fonction de l'événement pluvieux.

Tableau 3 : classification des surfaces sur le bassin versant du Marais

Occupation du sol	Surface (ha)	% de la surface totale	Coefficient de ruissellement[4]
Toitures	**22.8**	**54.4 %**	**0.9**
dont: zinc	12.4	29.6 %	
ardoise	5	11.9 %	
tuile plate	2.5	5.9 %	
tuile mécanique	2	4.8 %	
terrasses	0.9	2.1 %	
Voirie (chaussée + trottoirs)	**9.7**	**23.2 %**	**0.76**
Cours et jardins	**9.4**	**22.4 %**	
dont: béton	1.1	2.6 %	0.85
goudron	0.7	1.7 %	0.76
pavés, dalles, carrelage	3.8	9.1 %	0.67
graviers et sable	1.7	4.0 %	0.31
végétation sur sol perméable	2.0	4.8 %	0.1
végétation haute sur sol imperméable	0.1	0.2 %	0.5
Total	**41.9 hectares**	**100 %**	**0.78**

[4] coefficient de ruissellement estimée à partir des valeurs citées par [Bourrier ; 91] pour des terrains plats

2.3.2. Toitures

2.3.2.1. Types de toitures

Les toitures du bassin versant du Marais peuvent être classées en cinq groupes suivant le matériau utilisé pour leur couverture : toitures en zinc, en ardoise, en tuile plate, en tuile mécanique et toitures terrasses.

La surface couverte par chacun de ces types de toiture a pu être évaluée à partir d'une photo aérienne et des plans du cadastre. Il apparaît que les toitures en zinc sont de loin les plus fréquentes. Elles représentent 54% de la surface totale de toiture du bassin. L'ardoise vient en seconde position en couvrant 22% de la surface de toitures. On la trouve en particulier sur les monuments historiques, les anciens hôtels particuliers. Environ 20% des toitures sont revêtues de tuile en terre cuite, dont 11% de tuile plate et 9% de tuile mécanique (ou tuile autobloquante). Notons qu'un grand nombre de toitures du bassin comprennent deux matériaux de couverture différents. Il s'agit généralement de toitures à la Mansart, dont le terrasson (partie supérieure subhorizontale, non visible depuis la rue) est revêtu de zinc et le brisis (partie inférieure subverticale) est en ardoise ou en tuile. Les toitures terrasses ne représentent que 4% de la surface de toiture du bassin. Assez rares dans cette zone historique de Paris, on les trouve plus fréquemment dans les zones plus récentes. Leurs revêtements sont variés : feuilles bitumées, gravillons, dalles, béton…

2.3.2.2. Représentativité des toitures du Marais

L'usage de plaques de zinc laminé pour la couverture des toits est très répandu dans les grandes villes européennes. A Paris, le zinc a été imposé comme matériau standard pour la couverture et pour le drainage des eaux de ruissellement de toiture par le baron Haussmann, au 19ème siècle.

L'ardoise est un matériau de couverture répandu dans de nombreuses régions françaises mais aussi dans divers pays étrangers (Grande Bretagne, Norvège..). L'usage de cette roche sédimentaire métamorphique est particulièrement recommandé en montagne et en zone côtière. Parmi les principaux pays producteurs d'ardoise on peut citer les USA, le Canada, la France (Bretagne, Angers, Ardennes, Pyrénées, Alpes), la Grande Bretagne, l'Irlande, l'Allemagne, l'Egypte, le Brésil, la Chine et le Japon.

La tuile est le matériau le plus répandu en France avec l'ardoise selon [Mouchel ; 73].

2.3.2.3. Métaux utilisés sur les toitures

Les plaques de zinc utilisées actuellement pour la couverture (information donnée par l'Union Minière, Bagnolet) sont constituées de zinc hautement raffiné (pur à 99.995%) allié à un très faible pourcentage de cuivre et de titane (0.1 à 0.2%). Cependant, certaines toitures en zinc parisiennes peuvent être très anciennes et l'on cite le cas de couvertures en zinc ayant atteint 100 ans. Il est probable que le degré de raffinage du zinc est nettement plus faible dans le cas de ces toitures. Les impuretés présentes dans le zinc en plaque sont principalement du cadmium (0.003% pour du zinc de pureté 99.99% à 0.5% pour du zinc pur à 99% d'après [Société française de minerais et métaux ; 68]), du plomb et du fer. Sous conditions atmosphériques normales, le zinc se couvre d'une patine de carbonates basiques insolubles qui le protège de la corrosion. Dans le cas des atmosphères urbaines, le dioxyde de soufre atmosphérique réagit avec la patine pour former des sulfates et des sulfites qui se dissolvent dans l'eau de pluie. L'oxydation du zinc en atmosphère urbaine parisienne atteindrait ainsi 4 µm / an ([Encyclopaedia Universalis ; 92]). Selon [Knotkova et Porter ; 94] le taux de corrosion du zinc à Stockholm serait passé de 2 µm / an en 1978 à 0.6 µm / an en 1993 du fait de la diminution des concentrations en SO_2. Les fabricants proposent également depuis quelques années du zinc ayant subi un traitement préalable anti-corrosion.

En dehors du matériau de couverture, divers métaux utilisés pour la réalisation des accessoires de couverture, des raccords, des étanchéités, des fixations, peuvent avoir un impact sur la qualité des eaux de ruissellement.

Le zinc est utilisé aussi bien pour les toitures en zinc que pour les toitures en tuile et en ardoise pour réaliser :

- les chéneaux, gouttières et descentes de gouttières
- les noues,
- les membrons (arête entre le terrasson et le brisis d'un toit à la Mansart)
- les chatières
- les entourages de lucarnes
- etc..

Le plomb est largement utilisé pour les travaux accessoires tels que faîtages, noues, rives, arêtiers, chatières, entourages de lucarnes, mais aussi pour la soudure des plaques de zinc.

Le cuivre est utilisé pour les gouttières et descentes de gouttière sur certains bâtiments du bassin versant, notamment ceux classés monuments historiques.

Enfin, les clous et les crochets utilisés pour la fixation des tuiles plates et des ardoises peuvent être en acier galvanisé, en acier inoxydable, en cuivre, voire en plomb.

2.3.3. Cours et jardin

Les visites du bassin versant nous ont amenés à distinguer trois grands types de cours et jardins :

- des cours de très faible dimension (≤ 20 m^2), généralement imperméabilisées par un revêtement en béton ou en pavés. Elles servent uniquement de passage pour accéder aux appartements ou de lieu de stockage des poubelles. Bien que très nombreuses, ces cours ne représentent que 3% de la surface du bassin.
- des cours de taille variable (20 à 1000 m^2) à revêtement imperméable Elles sont en majorité pavées, certaines sont bétonnées et quelques-unes revêtues de goudron. Parmi ces cours on trouve :
    - des cours accessibles en voitures et servant parfois à des activités commerciales (livraisons, accès à des ateliers..)
    - des cours publiques à forte fréquentation, en particulier dans des musées et des écoles,
    - des arrières cours publiques ou privées, sans accès voiture et peu fréquentées, pour lesquelles il ne nous est pas possible de juger l'usage qui en est fait.
- des cours de taille moyenne à très grande, avec une forte proportion de surface perméable. Il s'agit de cours d'agrément, de jardins et, pour les plus grandes, de squares et de parcs publics. Ces cours sont peu nombreuses mais représentent environ la moitié de la surface totale de cours.

2.3.4. Voirie

2.3.4.1. Type de voirie et circulation automobile

La voirie du bassin versant est constituée principalement de rues étroites, avec une seule voie de circulation en sens unique. Cependant, deux grands boulevards à forte circulation bordent le bassin :

- l'axe Rivoli - St Antoine, au sud, avec 3 voies de circulation en sens unique et une moyenne de 24 000 véhicules par jour,

- le boulevard Beaumarchais, à l'est, avec 4 voies de circulation en double sens et une moyenne de 28 000 véhicules par jour.

Les rues Vieille du temple et Turenne forment les principaux axes de transit nord – sud à l'intérieur du bassin versant, tandis que la rue des Francs Bourgeois draine les flux d'ouest en est.

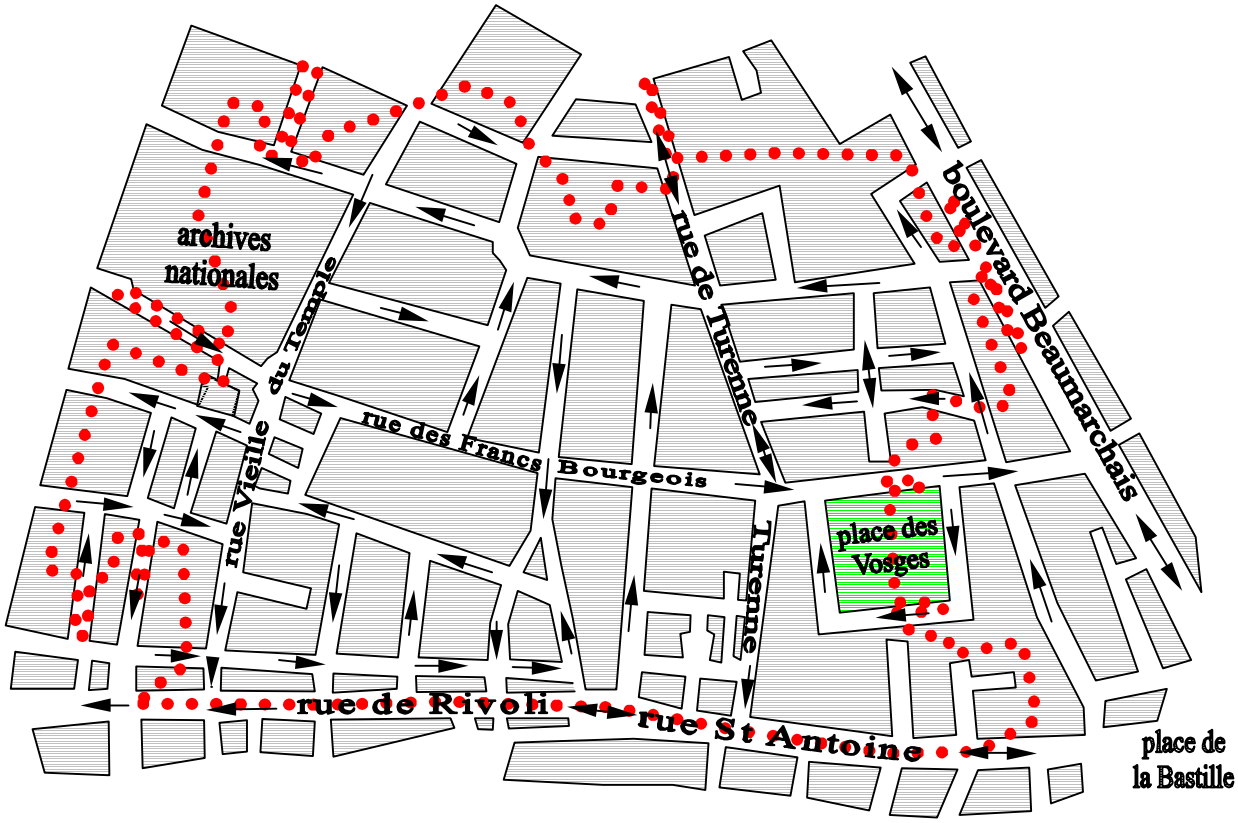


Figure 2 : plan de la voirie du bassin versant et sens de circulation automobile

2.3.4.2. Nettoiement de la voirie

Un nettoyage régulier est pratiqué sur l'ensemble de la voirie du bassin versant. Les caniveaux sont lavés quotidiennement par l'ouverture des bornes fontaines situées en bord de trottoir et par balayage manuel des déchets vers les avaloirs. Trottoirs et caniveaux sont nettoyés avec un jet d'eau sous pression deux à cinq fois par semaine. Des aspiratrices de chaussée circulent quotidiennement, du lundi au vendredi, sur la plupart des rues du bassin. Notons que pendant les périodes de gel, le nettoyage des chaussées est interrompu. Seul un balayage à sec des caniveaux est alors pratiqué.

2.3.4.3. Topographie

Les chaussées du bassin versant ont des pentes variant de 0.06 à 7.29%, la pente moyenne sur l'ensemble du bassin étant de 0.84% (moyenne arithmétique pondérée par les longueurs). La majorité des rues sont à faible pente : inférieure à 1.5% dans 90% des cas.

2.4. Description du réseau d'assainissement

2.4.1. Topographie du réseau

Le bassin versant du Marais est situé à l'extrémité amont du réseau d'assainissement parisien. Il est drainé par un réseau d'assainissement unitaire, ramifié et entièrement visitable, comprenant trois collecteurs à banquette : les collecteurs St Gilles (798 m), Vieille du temple (596 m), qui se jettent dans le collecteur Rivoli (430 m). Ces trois collecteurs drainent une cinquantaine d'égouts de section ovoïde, d'une longueur totale de 5.8 km. On trouvera en Figure 4, Figure 5 et Figure 6 une représentation des sections des trois collecteurs et des égouts élémentaires.

La topographie de l'ensemble du réseau d'assainissement a été établie au début de l'étude. Le relevé topographique des trois principaux collecteurs a été confié à un cabinet de géomètres. Les plans, parfois anciens, de l'ensemble des égouts du bassin versant ont été vérifiés et complétés par des visites du réseau.

La pente moyenne des collecteurs est faible : 0.06% pour le collecteur Vieille du temple, 0.04% pour le collecteur St Gilles et 0.09% pour le collecteur Rivoli - St Antoine. Les pentes des égouts élémentaires sont dans l'ensemble plus importantes : de 0.025% à 2.13% avec une valeur médiane de 0.83%.

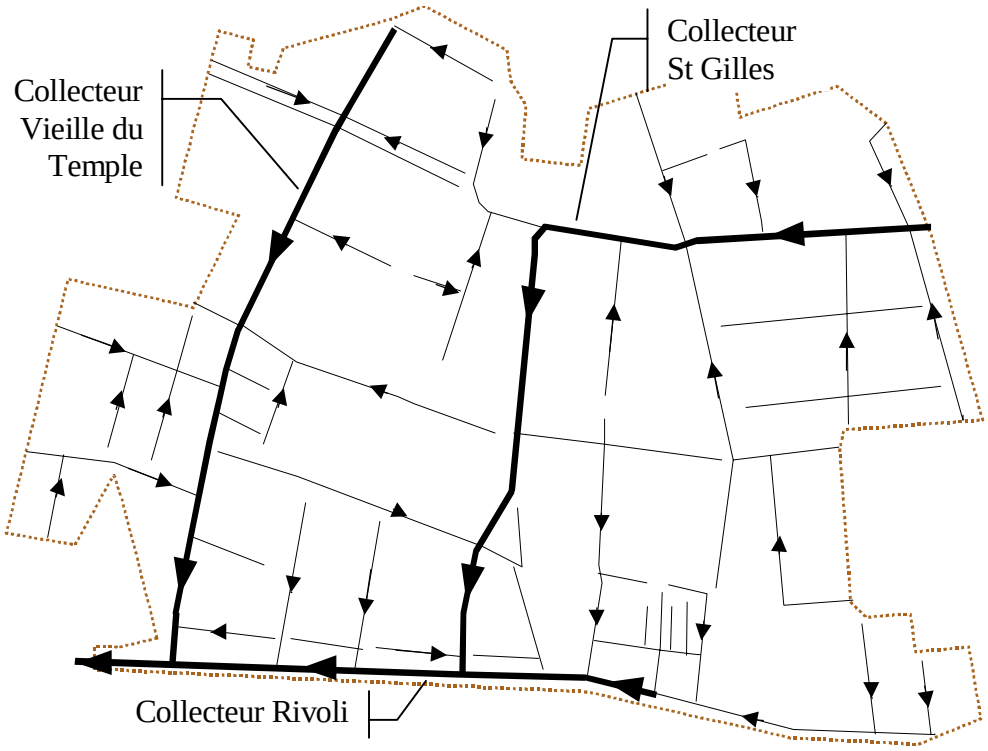


Figure 3 : plan du réseau d'assainissement et principaux sens d'écoulement

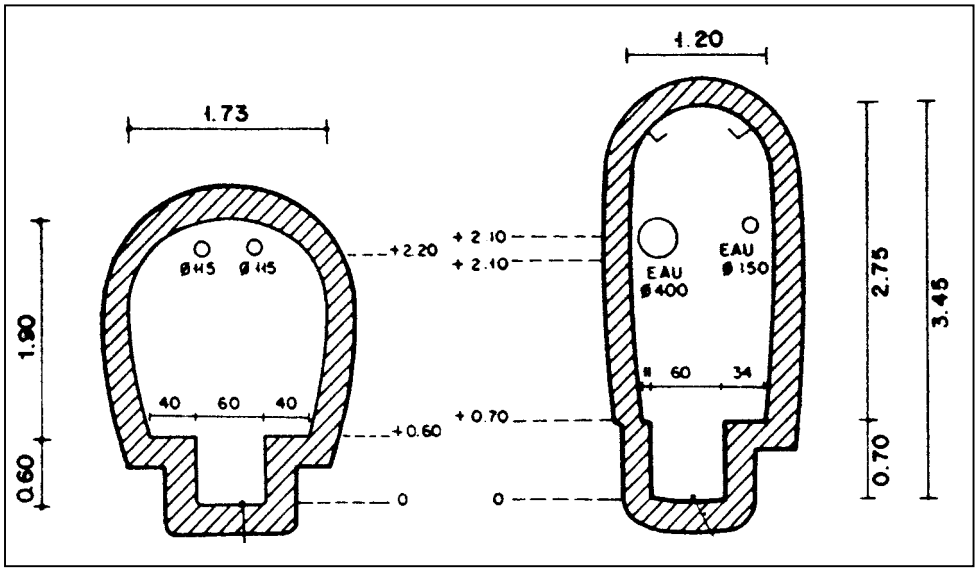


Figure 4 : sections types des collecteurs St Gilles (à gauche) et Vieille du Temple (à droite)

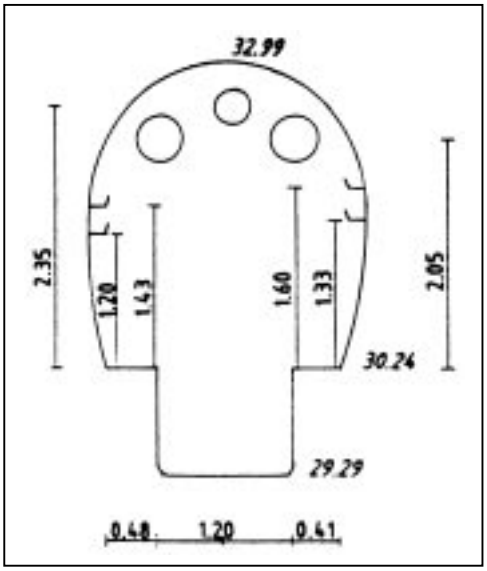
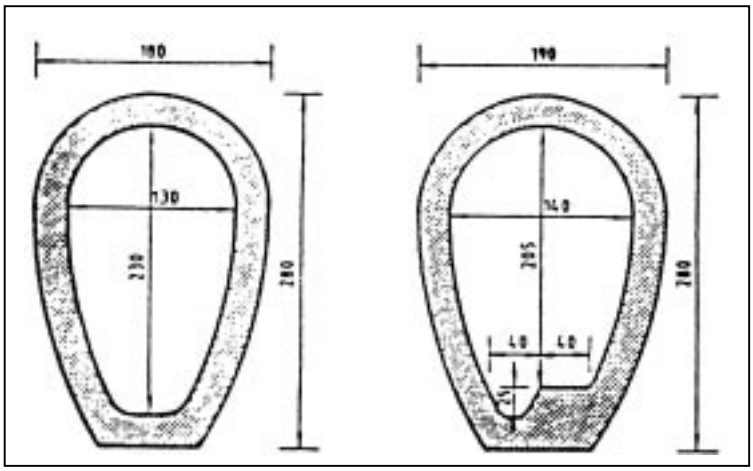


Figure 5 : section type du collecteur Rivoli

Figure 6: type de sections les plus courantes pour les égouts élémentaires



2.4.2. Nature des effluents de temps sec et de temps de pluie

Le réseau d'assainissement parisien draine par temps sec :

- les eaux usées domestiques et industrielles
- les eaux provenant du réseau d'eau non potable : eaux de lavage de la voirie, arrosage des espaces verts, eau d'alimentation des réservoirs de chasse situés en tête de chaque égout
- les fuites des réseaux d'eau potable et non potable (ces canalisations circulent à l'intérieur du réseau d'assainissement)
- des eaux naturelles (infiltrations, captage de source, pompage en nappe).

L'étude de diagnostic du fonctionnement du réseau d'assainissement parisien, réalisée par [SOGREAH et al., 1993], fournit une évaluation de la contribution relative de ces différents types d'eau au volume total des eaux de temps sec sur le site du Marais, en 1990 (Tableau 4). D'après cette étude les rejets d'eaux naturelles sur le bassin versant seraient négligeables.

Par temps de pluie, les eaux de ruissellement des toitures et des cours intérieures rejoignent le réseau unitaire via les branchements particuliers des bâtiments, après mélange avec les eaux usées, et sans passer par la chaussée. Des avaloirs non sélectifs situés en bordure de trottoir drainent les eaux de ruissellement de la voirie. Notons que ces apports d'eaux de temps sec et de temps de pluie se font tout le long du réseau, collecteurs inclus.

Tableau 4 : évaluation de la contribution des différents rejets d'eau par temps sec

	Débit moyen annuel (m3/jour/ha)	**% du débit total de temps sec**
rejet d'eaux usées	107	**65%**
rejet d'eau non potable	28	**17%**
débit de fuite des réseaux d'eau potable et non potable	29.5	**17.7%**
débit total de temps sec	**164.5**	

2.4.3. Etat d'ensablement du réseau

Un relevé grossier des hauteurs de dépôt a été réalisé en novembre 1994, pour les trois collecteurs et au cours du printemps 1995 pour l'ensemble des petites lignes. Ces visites en réseau ont permis d'établir une carte de l'état d'encrassement initial du réseau (Figure 7).

On observe la présence de quantités importantes de dépôts dans la moitié amont du collecteur Vieille du Temple (30 à 50 cm) et dans le tiers amont du collecteur St Gilles (20 à 60 cm). Le curage du collecteur Rivoli a été effectué peu avant le début de l'étude, de ce fait ce collecteur ne présente pas de dépôts. Les quantités de dépôt présentes dans les petites lignes sont très faibles. Cette absence de dépôts s'explique par des pentes nettement plus fortes que celle des collecteurs.

Une comparaison avec la cartographie établie par [Ahyerre, 97] durant l'été 1997, montre que ces hauteurs de dépôts ont relativement peu évolué pendant la durée de l'étude, si ce n'est une augmentation de l'encrassement dans la partie aval des collecteurs.

La granulométrie a été mesurée sur une vingtaine d'échantillons de dépôt, prélevés tout le long du collecteur Vieille du Temple, ainsi que sur une vingtaine d'échantillons prélevés sur l'ensemble des petites lignes. Ces échantillonnages ont été réalisés en août et septembre 1995.

Conformément à ce qui a été observé dans d'autres réseaux d'assainissement unitaires (cf. Tableau 5) les dépôts présents dans le réseau du bassin versant sont très peu organiques, avec un taux de matières volatiles moyen de 5%, et dans l'ensemble assez grossiers (diamètre médian moyen de l'ordre du millimètre). Bien que plus fin que les dépôts étudiés dans le collecteur 13 à Marseille ([Bachoc ; 92]) où le diamètre médian moyen était de 3 mm, ces sédiments sont plus grossiers que les dépôts observés dans des réseaux unitaires à avaloirs sélectifs, tels que les réseaux de Entzheim ([Artières ; 87]) et Bad Mergentheim ([Michelbach ; 94]). Cependant la granulométrie est variable d'un point de prélèvement à l'autre pour le collecteur Vieille du Temple, et d'un égout à l'autre pour les petites lignes. Le collecteur Vieille du Temple présente une proportion non négligeable de dépôts relativement fins: un diamètre médian inférieur à 500 µm a été mesuré sur 34 % des échantillons (cf. Figure 9).

Les dépôts présents dans les petites lignes paraissent plus grossiers (diamètre médian supérieur à 3 mm dans 38% des cas d'après la Figure 10), ce qui peut s'expliquer par la plus forte pente de ces égouts, ainsi qu'au lessivage produit par les réservoirs de chasse.

Figure 7: état des dépôts dans le réseau en début d'étude

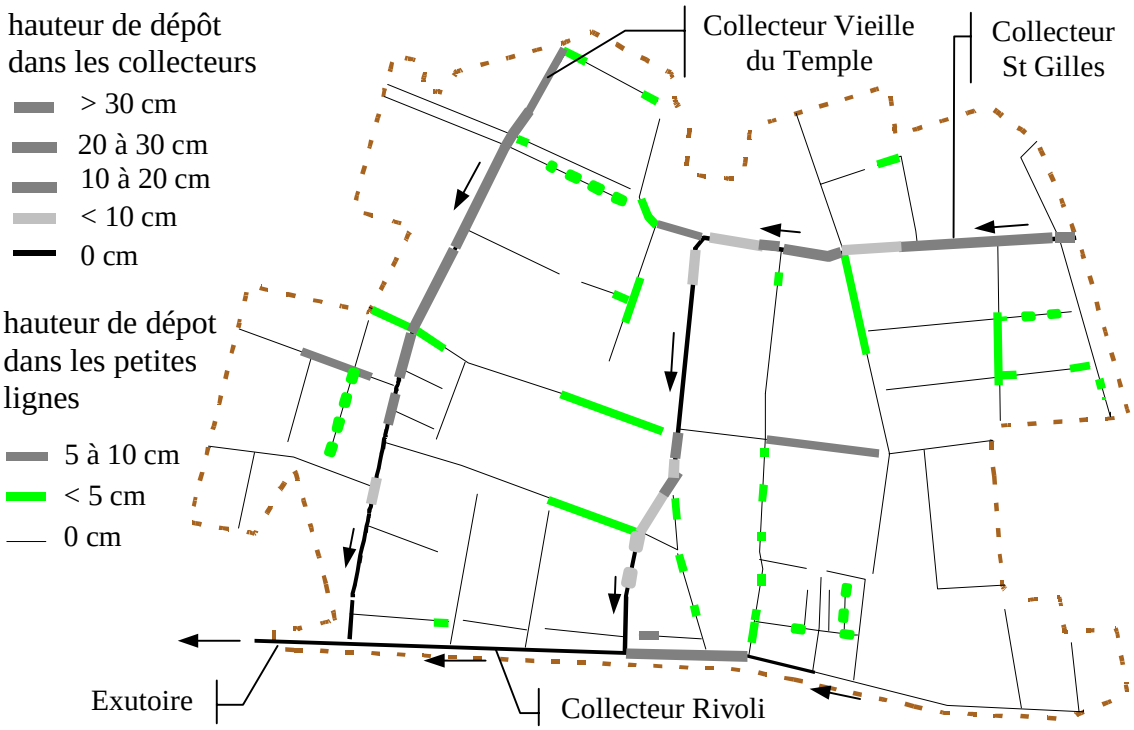


Figure 8: hauteurs de dépôt dans le réseau en fin d'étude (tiré de [Ahyerre, 97])

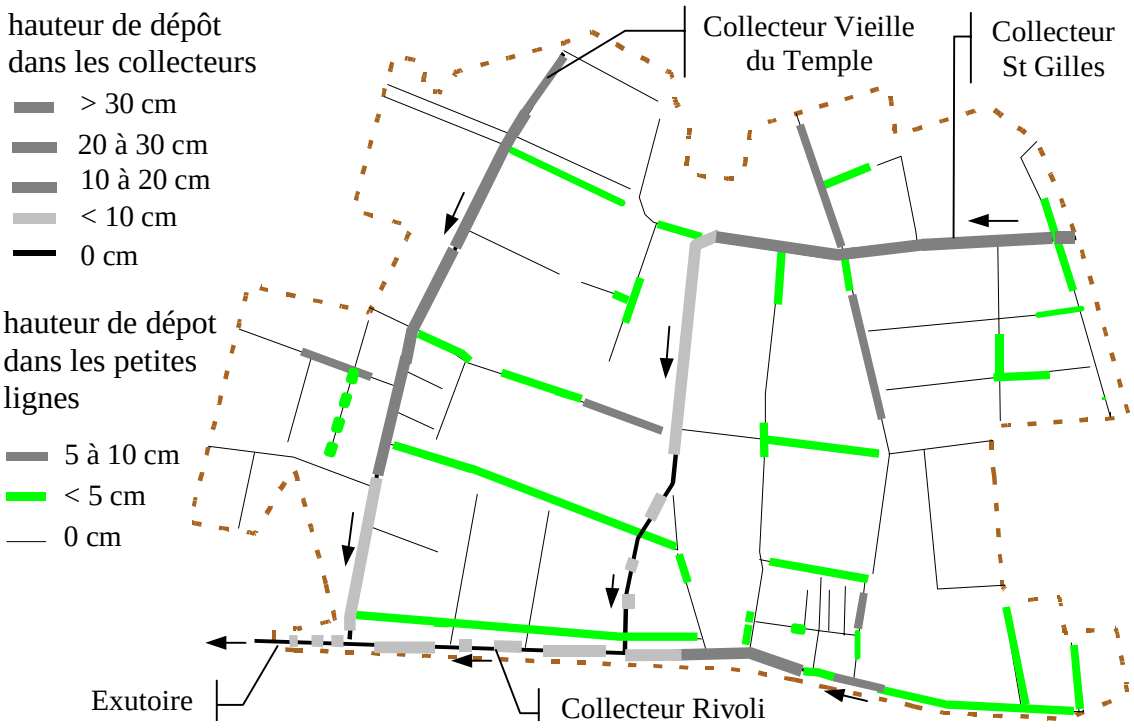


Tableau 5: caractéristiques des dépôts en réseau unitaire

	Diamètre médian D 50	**% matières volatiles**
collecteur Vieille du Temple	140 µm à 7.6 mm médiane = 870 µm moyenne = 1.3 mm	2 à 14 % médiane =moyenne = 5 %
petites lignes du bassin versant du Marais	< 50 µm à > 4 mm médiane = moyenne = 2 mm	3 à 33 % médiane = 5% moyenne = 8 %
collecteur 13 à Marseille [Bachoc, 1992]	300 µm à 18 mm moyenne = 3 mm	2 à 17.6 % moyenne = 7.7 %
canalisations du bassin 13 à Marseille [Bachoc, 1992]	24 µm à 10 mm moyenne = 2.4 mm	3.6 à 44 % moyenne = 18.6 %
Collecteur unitaire à Bruxelles [Verbanck; 1989]	200 à 500 µm	< 5 %
réseau unitaire de Entzheim [Artières, 1987]	60 µm à 2 mm	moyenne = 10 %
réseau unitaire de Bad Mergentheim [Michelbach, 1995]	moyenne = 600 µm	∅ < 200 µm: 10 à 25 % ∅ > 200 µm: < 10 %

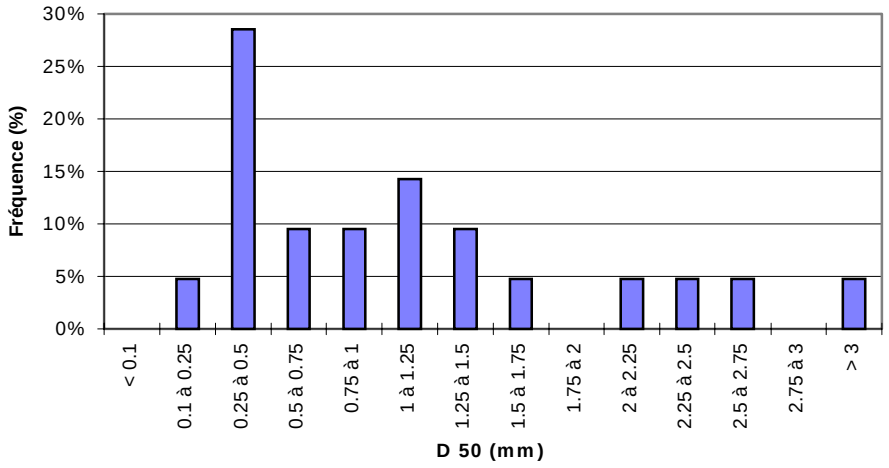


Figure 9 : granulométrie des dépôts dans le collecteur Vieille du Temple

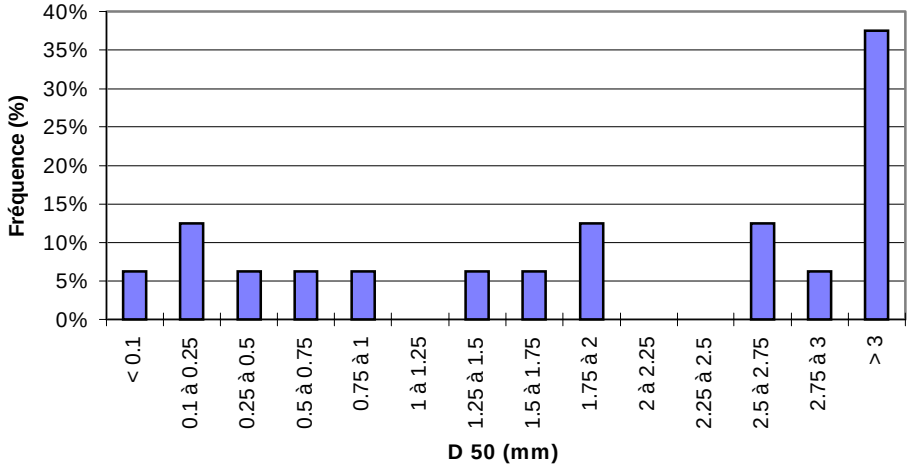


Figure 10 : granulométrie des dépôts dans les petites lignes

CHAPITRE 1.2.

CHOIX ET EQUIPEMENT DES SITES DE MESURE

CHAPITRE 1.2. CHOIX ET EQUIPEMENT DES SITES DE MESURE

[Mertz et al. ; 96]

1. CONTRAINTES LIEES A L'EQUIPEMENT DU BASSIN

L'équipement d'un bassin versant, situé en centre ville, pour l'étude des eaux pluviales présente un certain nombre de difficultés métrologiques.

L'implantation d'équipements de mesure dans un centre ville dense s'avère souvent difficile. Dans le cas du Marais il n'était pas envisageable de placer des armoires de mesure sur la voirie. L'ensemble des équipements devait être placés à l'intérieur du réseau d'assainissement ou, lorsqu'on en obtenait l'autorisation, dans les arrières cours de bâtiments publics.

Le caractère imprévisible et aléatoire des pluies a imposé le choix d'un système de mesure automatisé. La pluviométrie et les débits ont été enregistrés en continu. Les concentrations de certains des paramètres de pollution étudiés ne pouvant être mesurées en continu, nous avons choisi d'effectuer l'ensemble des analyses sur des échantillons prélevés au cours de la pluie. L'échantillonnage des eaux pluviales devait être automatisé, et se déclencher en début de pluie sans intervention humaine.

Notre objectif de bilan de pollution à l'échelle du bassin versant suppose une évaluation suffisamment précise des flux entrant et sortant. Ceci implique une évaluation des volumes et des concentrations sur l'ensemble du bassin versant. Les sites de mesure choisis doivent être représentatifs de l'ensemble du bassin versant. Sur chaque site de mesure, on s'assurera de la précision des mesures de débits et de la représentativité de l'échantillonnage vis à vis de la masse totale de pollution transitant dans la section de mesure au cours de la pluie.

Enfin, il n'est pas envisageable de développer du matériel spécifique à cette étude, nous avons donc adapté les équipements (débitmètres et préleveurs d'échantillons) disponibles sur le marché.

2. CHOIX DES POINTS DE MESURE

Les points de mesure installés sur le bassin versant devaient permettre la caractérisation et la quantification de la pollution des eaux pluviales de l'amont jusqu'à l'exutoire du bassin, ainsi que l'étude des eaux de temps sec. Ils comprendront donc des sites de mesure:

- de la pluviométrie;
- des différents types d'eaux de ruissellement: chaussées, cours internes ou jardins et toitures;
- des effluents à l'exutoire du bassin versant.

2.1. Pluviométrie

Vu la forte variabilité spatiale de la pluie, en particulier lors des événement orageux, une mesure pluviométrique ponctuelle est insuffisante. Diverses études (Ciaponi 1993, Lei et Schilling 1993) suggèrent la nécessité d'au moins deux points de mesure, y compris pour les bassins versants de petite taille. De plus, l'implantation de deux pluviographes permet de mettre en évidence les dysfonctionnements éventuels et de palier à la panne d'un des deux appareils.

Dans un centre ville dense, il s'avère souvent impossible de respecter les critères d'implantation du pluviographe recommandés par l'Organisation Météorologique Mondiale. La solution retenue pour éviter un "masquage" des pluviographes par les bâtiments et limiter les risques de vandalisme est une implantation en toiture terrasse.

Deux pluviographes ont été installés sur des toitures terrasses, situées l'une au centre et l'autre du côté est du bassin versant. Ces toitures ont été choisies avec une hauteur identique (4 étages) à celle des toits environnants pour éviter une modification du champs pluvieux. Par ailleurs, nous disposons des mesures pluviométriques effectuées par Météo France, à la station Tour St Jacques, située à 500 m de la limite ouest du bassin versant.

2.2. Ruissellement

Le choix du nombre et de la position des sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement nous confronte au problème de la représentativité de ces quelques sites vis à vis de la surface totale du bassin. La démarche retenue afin d'optimiser ce choix s'est basée sur la réalisation d'une typologie des différentes rues, toitures et cours du bassin versant (Mertz et al. ; 1996). Dans un premier temps, une enquête a été réalisée, permettant de connaître:

- pour chaque chaussée: la valeur d'une série de paramètres jouant sur l'accumulation et l'entraînement des polluants (occupation du sol, circulation, pente, revêtement...),
- pour les toitures: la nature de la couverture,
- pour les cours et jardins: la taille et le type de revêtement.

Une analyse statistique de ces résultats, utilisant l'analyse factorielle des correspondances multiples (dans le cas des rues) ou l'analyse en composantes principales (dans le cas des cours), ainsi que les méthodes de classification automatique, nous a permis de définir pour chaque type de surface des groupes de caractéristiques homogènes (voir Mertz et al. ; 1996). Le choix d'un site de mesure dans chacun de ces groupes conduit à l'étude de 6 tronçons de chaussée, 4 toitures et 3 cours intérieures (voir Figure 11: plan du bassin versant et localisation des points de mesure).

2.2.1. Toitures

Les quatre toits choisis sont représentatifs des principaux types de couvertures utilisés sur le bassin versant: tuile mécanique, tuile plate, tôle de zinc et ardoise. Leurs caractéristiques sont données en Tableau 6. Les eaux de ruissellement des toitures terrasse n'ont pu être étudiées, aucun site d'échantillonnage n'ayant pu être trouvé. Cependant ce type de toiture est très peu employé sur le bassin et ne représente qu'une part négligeable de sa surface (2%). Notons par ailleurs que les toitures terrasses du bassin versant diffèrent les unes des autres par leur revêtement : gravillons, dalles, feuille bitumée, ciment…

Afin de vérifier la représentativité des 4 toitures choisies initialement, 7 autres toitures ont été équipées d'un dispositif d'échantillonnage durant une période de quatre mois. Leurs caractéristiques sont données dans le Tableau 7. L'accent a été mis sur les toitures en zinc et en ardoise, qui représentent 76% de la surface de toiture du bassin, des résultats surprenants ayant été mesurés sur les toits Zinc 1 et Ardoise 1. La toiture ArdoiseZ est un exemple typique d'un toit à la Mansart alliant un terrasson en zinc à un brisis en ardoise.

Tableau 6: caractéristiques des quatre toitures expérimentales

Nom	Matériaux de couverture	Gouttière	Surface (m2)	Particularités
Tuile 1	Tuile mécanique	zinc	33	Couverture neuve
Tuile 2	Tuile plate (70%) + tôle de zinc	cuivre	60	
Zinc 1	Tôle de zinc	zinc	71	
Ardoise 1	Ardoise	zinc	85	Dessus de lucarnes et chatières en plomb

Tableau 7: caractéristiques des sept toitures complémentaires

Nom	Matériaux de couverture	Gouttière	Surface (m2)	Particularités
Tuile 3	Tuile plate	Cuivre et Zinc	67	Toit moussu, faîtage, noues, chatières et bavettes d'étanchéité en plomb
Zinc 2	Tôle de zinc	Zinc	45	Pigeons nombreux
Zinc 3	Tôle de zinc	Cuivre	41	Toit bas touchant des arbres
ArdoiseZ	Tôle de zinc (partie plate du dessus)+ ardoise (partie pentue)	Cuivre	95	
Ardoise 2	Ardoise	Zinc	21	
Ardoise 3	Ardoise	Zinc	180	
Ardoise 4	Ardoise	Cuivre	70	Habillage des fenêtres de toit et entablement en plomb

2.2.2. Cours

Les trois cours choisies pour les expérimentations sont de caractéristiques très différentes (voir Tableau 8) et correspondent du point de vue de leur revêtement aux différents types de cours du bassin: deux cours imperméabilisées d'une taille de 400 m^2 environ, dont l'une est pavée et l'autre est bétonnée, et un jardin de 1500 m^2 (gazon et gravier). Nous n'avons pas retenu de site expérimental dans la catégorie des cours de moins de 20 m^2 qui, bien que très nombreuses représentent moins de 3% de la surface du bassin.

Tableau 8 : caractéristiques des cours étudiées

Nom	Localisation	Revêtement	Particularités
Cpavé	école primaire Turenne	pavés à joint cimenté	accès voiture possible mais rare nettoyage régulier ne sert pas de cour de récréation
Cbéton	école primaire Blancs manteaux	béton avec plantation d'arbres	arrière cour d'une école désaffectée pas d'entretien, pigeons nombreux
Cgravier	musée Picasso	gazon + graviers	jardin à l'arrière du musée

2.2.3. Chaussées

La classification des rues du bassin en fonction des principaux paramètres d'accumulation et d'entraînement des polluants (nombre de voies de circulation, stationnement, usure de la chaussée, pente, circulation automobile et piétonne, activité commerciale) nous a amenés à distinguer 8 groupes de rues.

* Le groupe 1 comprend les grands axes de circulations bordant le bassin versant (rue de Rivoli, rue St Antoine, boulevard Beaumarchais).

* Les groupes 2 et 5, correspondant à 31% des rues du bassin, rassemblent des rues à une seule voie de circulation, avec stationnement latéral, une circulation automobile et une fréquentation piétonne faible, des pentes inférieures à 2%. Ces deux groupes diffèrent par l'état du revêtement, qui est usée dans le cas des rues du groupe 2.

* Les groupes 3 et 4 concernent des rues à une ou deux voies, avec stationnement latéral, une circulation et une fréquentation moyenne, peu de commerces. Ils correspondent à 26% des rues. Les pentes sont inférieures à 2% pour le groupe 3 et variables pour le groupe 4.

* Le groupe 6 est formé des rues à une ou deux voies, présentant peu de stationnement, une circulation et une fréquentation faible, pas de commerces.

* Le groupe 7 (19% des rues du bassin) est formé des rues à une voie, présentant peu de stationnement, une circulation importante et des commerces nombreux.

* Le groupe 8 est formé par trois petites rues piétonnes.

Nous avons choisi d'étudier les eaux de ruissellement de voirie au niveau de six tronçons de rues représentant les groupes 1, 2, 5, 3, 6, et 7. Le groupe 8, qui correspond à une surface de chaussée très faible (2.6% de la surface de chaussée du bassin) n'a pas été étudié. Le groupe 4 a été assimilé au groupe 3. Les six portions de rue étudiées, dont les caractéristiques sont données dans le Tableau 9, sont drainées par trois avaloirs situés à des angles de rues. Chaque avaloir draine deux rues différentes de part et d'autre. Ces trois avaloirs ont été choisis en fonction de leur dimension interne, qui devait permettre l'installation et la maintenance des équipements, et de leur facilité d'accès.

Pour des raisons techniques et financières, nous nous limitons à l'étude de trois tronçons de rues par événement pluvieux.

Tableau 9: caractéristiques des rues étudiées

Rue	Voies	Stationnement	Circulation	Revêtement	Commerces	Pente	Surface
St Antoine	3	non	forte	bon état	nombreux	1.2%	1017 m^2
Turenne	2	oui	moyenne	bon état	peu	0.6%	1700 m^2
Duval	1	oui	faible	usé	peu	1.0%	160 m^2
Roi de Sicile	1	oui	faible	bon état	peu	0.6%	284 m^2
Marché Blancs Manteaux	1	non	faible	bon état	aucun	0.9%	195 m^2
Rosiers – Vieille du Temple	1	non	moyenne	bon état	nombreux	0.6%	186 m^2

2.3. Exutoire

L'exutoire du bassin versant se situe sur le collecteur Rivoli, à 80 m à l'aval de l'affluence du collecteur Vieille du Temple et à moins de 20 m d'un local souterrain appartenant au Service de l'Assainissement de la Ville de Paris. La section de mesure est un ovoïde à banquettes de 3.7 m de hauteur et 2.1 m de largeur, muni d'une cunette de 1 m de hauteur et 1.2 m de largeur. Par temps sec le niveau d'eau varie entre 19 et 31 cm, avec une vitesse d'écoulement de l'ordre de 0.25 à 0.45 m/s. Par temps de pluie l'eau peut recouvrir les banquettes (la hauteur maximale calculée pour une pluie de fréquence 5 ans est de 1.2 m). Sa position, à l'aval d'un tronçon rectiligne de 80 m et sans affluents est favorable à la mesure du débit et au bon mélange de l'effluent.

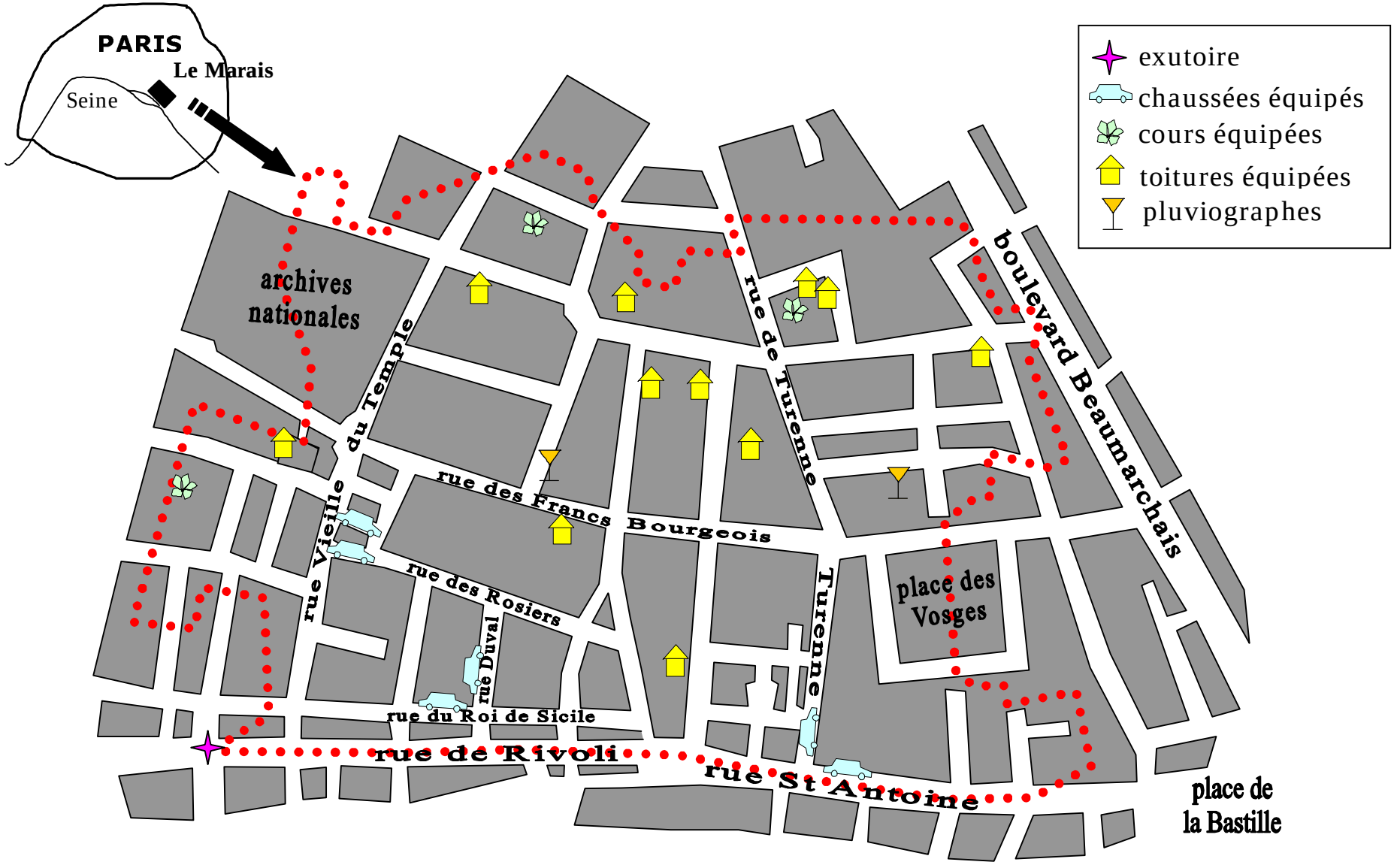


Figure 11: plan du bassin versant et localisation des points de mesure

3. CHOIX DES EQUIPEMENTS DE MESURE

3.1. Difficultés métrologiques

Les difficultés rencontrées lors de l'équipement du bassin versant et en particulier de son exutoire sont celles liées à la métrologie en réseau d'assainissement.

D'une part, les appareillages placés dans le réseau sont soumis à des conditions de mesures défavorables. L'atmosphère est corrosive. L'effluent chargé et gras conduit à un encrassement rapide des sondes. La présence d'un grand nombre de corps flottants conduit au colmatage de tout équipement faisant obstacle à l'écoulement.

D'autre part, la mesure des débits pluviaux en réseau d'assainissement est assez malaisée. Par temps de pluie, les débits fluctuent rapidement et dans une large gamme. L'écoulement est instationnaire et parfois sous conditions d'influences aval. Parmi les différentes techniques de mesure du débit utilisables en réseau d'assainissement, seule la mesure simultanée de la hauteur d'eau et de la vitesse de l'écoulement permet d'atteindre dans ces conditions la précision requise pour notre étude.

Enfin, il est difficile d'assurer la représentativité de l'échantillonnage en réseau d'assainissement. D'importantes différences peuvent être observées entre les caractéristiques de l'échantillon recueilli dans les flacons du préleveur et celles de l'effluent réel. Les biais induits lors de l'échantillonnage automatique sont dus à plusieurs facteurs :

- prélèvement ponctuel dans la section de mesure, ne correspondant pas à la moyenne de l'effluent dans la section,
- prélèvement ponctuel dans le temps, alors que la qualité de l'effluent subit d'importantes micro variations,
- ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau,
- modification de l'échantillon dans le transport entre la prise d'eau et les flacons, dû en particulier à une décantation dans le tuyau de prélèvement,
- contamination par contact avec l'échantillon précédent ou par des croissances de biofilms dans le tuyau, contamination par les matériaux du préleveur,
- colmatage du tuyau de prélèvement ou obstruction de la prise d'eau.

Ces phénomènes sont liés tant aux caractéristiques techniques de l'appareil qu'à ses conditions d'installation. Leur importance peut être réduite si l'on respecte quelques règles dans le choix des appareils et de leur mise en place qui seront présentées dans le 0.

3.2. Description des équipements

3.2.1. Pluviométrie

Le bassin versant est équipé de deux pluviographes à augets basculeurs de marque Précis Mécanique (surface de captation 1000 cm^2, volume des augets 20 ml ≡ 0.2 mm d'eau précipitée). On enregistre l'heure de chaque basculement. Par ailleurs, chaque pluviographe est muni d'un bidon de collecte des eaux de pluie, permettant un contrôle des enregistrements par rapport au volume de précipitation recueilli.

Ces pluviographes servent à définir les caractéristiques des événements pluvieux étudiés et à calculer les débits ruisselés sur les sites où ceux-ci ne sont pas mesurés expérimentalement (ruissellement des toitures et des cours). La pluviométrie moyenne sur le bassin versant est calculée comme étant la moyenne des données enregistrées sur les deux appareils. En cas de dysfonctionnement d'un des appareils, mise en évidence par des différences importantes entre les deux hyétogrammes, des valeurs aberrantes, et des différences entre le nombre de basculements enregistrés et le volume recueilli dans le bidon, seules les données de l'appareil en bon état de fonctionnement sont prises en compte.

3.2.2. Etude des eaux de ruissellement

3.2.2.1. Toitures

Des échantillons moyens des eaux de ruissellement sont collectés au niveau des descentes de gouttières de quatre toits du bassin. Les échantillons sont prélevés par piquage dans la gouttière et collectés dans des fûts de 100 litres. la fraction récoltée dans le fût représente environ 5 à 20% du volume total drainé par la gouttière. Les volumes ruisselés sont évalués à partir de la hauteur de pluie précipitée et d'un coefficient de ruissellement théorique.

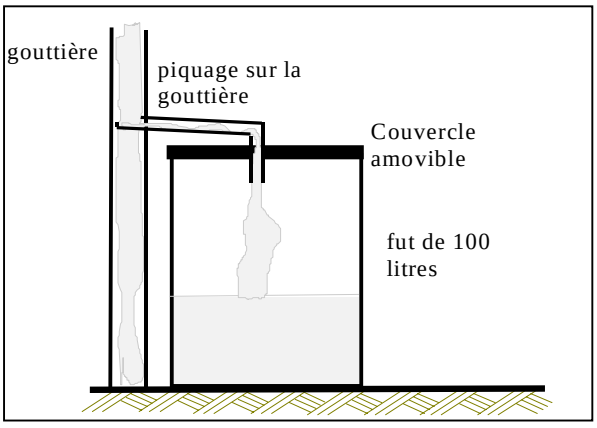


Tableau 10: système de prélèvement des eaux de ruissellement de toiture

3.2.2.2. Cours intérieures

Trois cours intérieures du bassin versant ont été équipées d'un préleveur automatique permettant d'échantillonner les eaux de ruissellement. Les préleveurs sont déclenchés par un détecteur de pluie. L'échantillonnage se fait à pas de temps constant (1 à 3 minutes suivant l'événement pluvieux) dans la bouche de drainage de la cour. Les volumes ruisselés sont évalués à partir de la hauteur de pluie précipitée et d'un coefficient de ruissellement théorique.

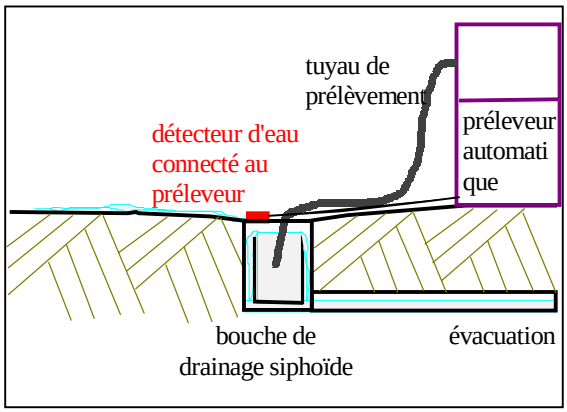


Tableau 11: système de prélèvement des eaux de ruissellement des cours

3.2.2.3. Chaussées

Aucun équipement ne pouvant être placé sur la chaussée, l'ensemble des mesures se fait à l'intérieur du réseau d'assainissement, dans la galerie reliant l'avaloir à l'égout. Trois avaloirs situés à des coins de rue ont été choisis. Chacun draine deux tronçons de rues parmi les six considérés, ce qui permet d'échantillonner avec le même équipement l'une ou l'autre des deux rues.

La mesure du débit ruisselé et son échantillonnage ont nécessité un aménagement de la galerie de branchement: les eaux provenant de chacune des deux rues drainées par l'avaloir ont été séparées par un mur, puis canalisées et dirigées l'une vers l'égout et l'autre vers un système de dégrillage (fentes de 20×100 mm) précédant les équipements de mesure.

Les conditions d'écoulement des eaux de pluie à l'intérieur de l'avaloir rendent la mesure du débit assez délicate: il s'agit de débits intermittents, faibles, mais variant très rapidement. L'écoulement est fortement turbulent, avec des vitesses importantes et des eaux pouvant être fortement chargées. Par ailleurs le matériel devait être mécaniquement robuste, peu encombrant, peu sensible à l'encrassement et à l'humidité et ne nécessitant pas ou peu d'alimentation électrique. Ces conditions de mesure ont porté notre choix vers un système de

mesure du débit par augets basculants de 20 litres ou par déversoir triangulaire, suivant la surface de chaussée drainée.

Chaque avaloir est équipé de deux préleveurs automatiques Bühler-PBMOS: un préleveur multiflacons de 24×1 litre pour l'établissement de pollutogrammes, un préleveur monoflacon de 25 litres pour la mesure des vitesses de chute. Ces préleveurs ont été retenus pour leur robustesse, leur faible dimension (720×455×390 mm), leur puissance de pompage (vitesse d'aspiration de 1 m/s avec un tuyau de prélèvement de diamètre 12 mm et de longueur 6 m) et de purge (1.8 bar), le volume des flacons (24 flacons de 1 litre), et leur fonctionnalité (mémorisation des heures de prélèvement, programmation simple et modulable..). Ils sont asservis au débitmètre et à un capteur de conductivité. L'échantillonnage est déclenché lorsqu'un écoulement de conductivité inférieure à 450 µS/cm est détecté dans l'avaloir, pour éviter de prélever les eaux de lavage (conductivité supérieure à 700 µS/cm). Chaque flacon de 1 litre est rempli par 3 prélèvements élémentaires de 300 ml. La fréquence de prélèvement est proportionnelle au volume écoulé, de sorte que l'échantillon global soit proportionnel au flux total écoulé.

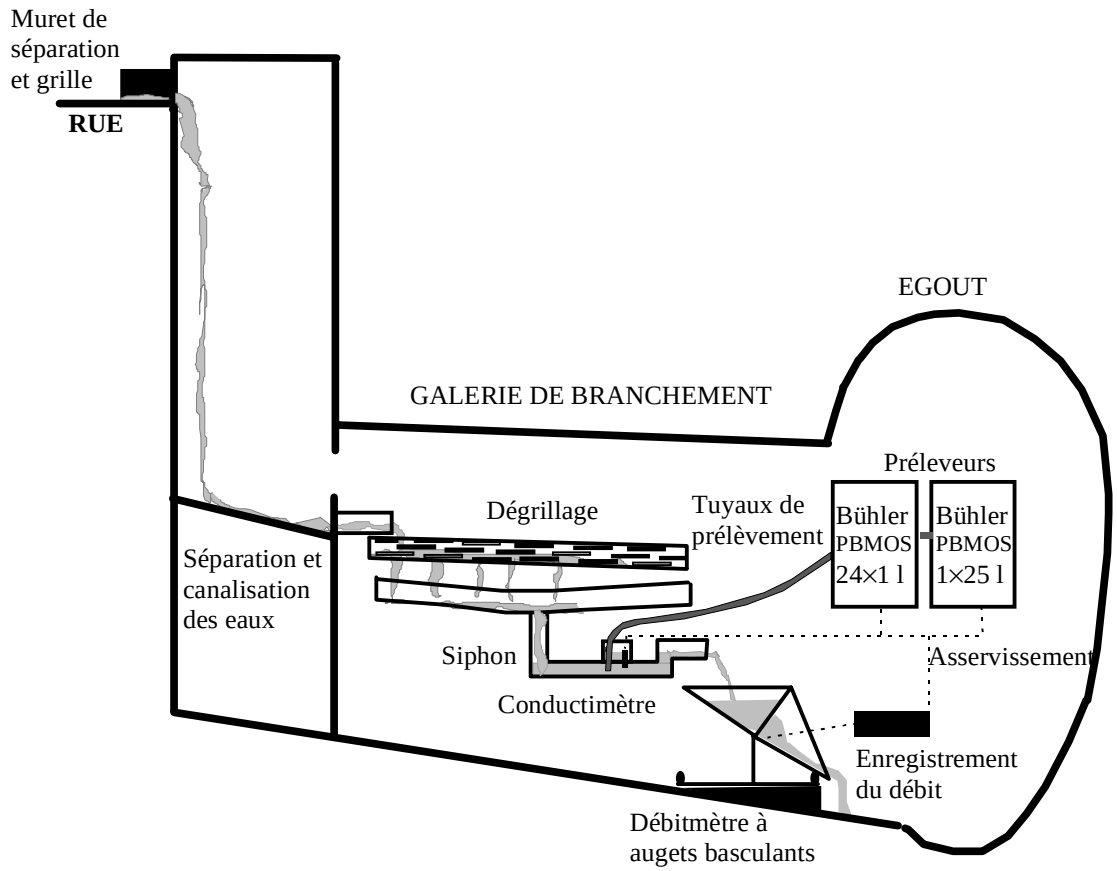


Figure 12: équipement d'un avaloir pour l'étude des eaux de ruissellement de chaussée

3.2.3. Exutoire

Le matériel retenu pour l'exutoire du bassin versant du Marais est un débitmètre de marque Ultraflux, alliant des mesures de la vitesse de l'écoulement par temps de transit d'ondes ultrasonores et une mesure de la hauteur d'eau par deux capteurs: un ultrason aérien et un capteur de pression. La vitesse moyenne dans la section est calculée à partir des vitesses mesurées sur une à quatre horizontales situées à des hauteurs différentes. La redondance et la diversité des capteurs de hauteur d'eau assurent la fiabilité de la mesure de niveau. La relation entre hauteur d'eau et surface mouillée a été établie par un géomètre.

Les données débitmétriques sont enregistrées au pas de deux minutes et transmises par liaison MODEM au CERGRENE. Cette liaison téléphonique permet à tout moment de consulter les mesures, de vérifier l'état de fonctionnement de l'appareil et de modifier le paramétrage.

Le matériel choisi a l'avantage de présenter très peu d'obstacle à l'écoulement: les sondes de vitesse sont encastrées dans les parois, le capteur de pression est placé dans une cavité du mur à l'abri des effets cinétiques et l'ultrason aérien n'entre pas en contact avec l'effluent.

Par ailleurs, la mise à disposition par la ville de Paris d'un local technique situé proximité immédiate de l'exutoire, a permis l'installation au sec des centrales de mesure et des appareils de prélèvement ainsi que leur alimentation en 220V. Seuls les tuyaux de prélèvement, les câbles et les sondes pénètrent dans le réseau.

Ce débitmètre asservit deux préleveurs automatiques. L'un muni de 24 flacons de 2,9 litres (Bühler PP92) sert à l'établissement de pollutogrammes; l'autre muni d'un monoflacon de 70 litres (Bühler Vegamon 94) fournit un échantillon moyen de grand volume. Ces préleveurs ont été retenus pour leur puissance d'aspiration, assurant une vitesse de prélèvement de 0.8 m/s sur la distance de 18 m entre la prise d'eau et le local avec un tuyau de diamètre 12 mm, mais aussi pour leur volume de prélèvement. Le volume de 700 ml des prélèvements élémentaires a été calculé de façon à réduire les biais dus à la ségrégation des particules pendant le transport. Les prélèvements sont déclenchés lorsque le niveau d'eau dépasse le niveau maximal de temps sec. La fréquence de prélèvement est proportionnelle au volume écoulé dans le collecteur, de façon à créer des échantillons moyens proportionnels au flux écoulé.

Nous avons opté pour un système de fixation de la prise d'eau par suspension, ayant l'avantage :

- d'offrir peu d'obstacle à l'écoulement et donc de réduire les risques d'encrassement
- de faire varier la hauteur de la prise d'eau en fonction de la hauteur d'eau,
- de favoriser l'auto nettoyage de la prise d'eau grâce à un système de fixation très souple

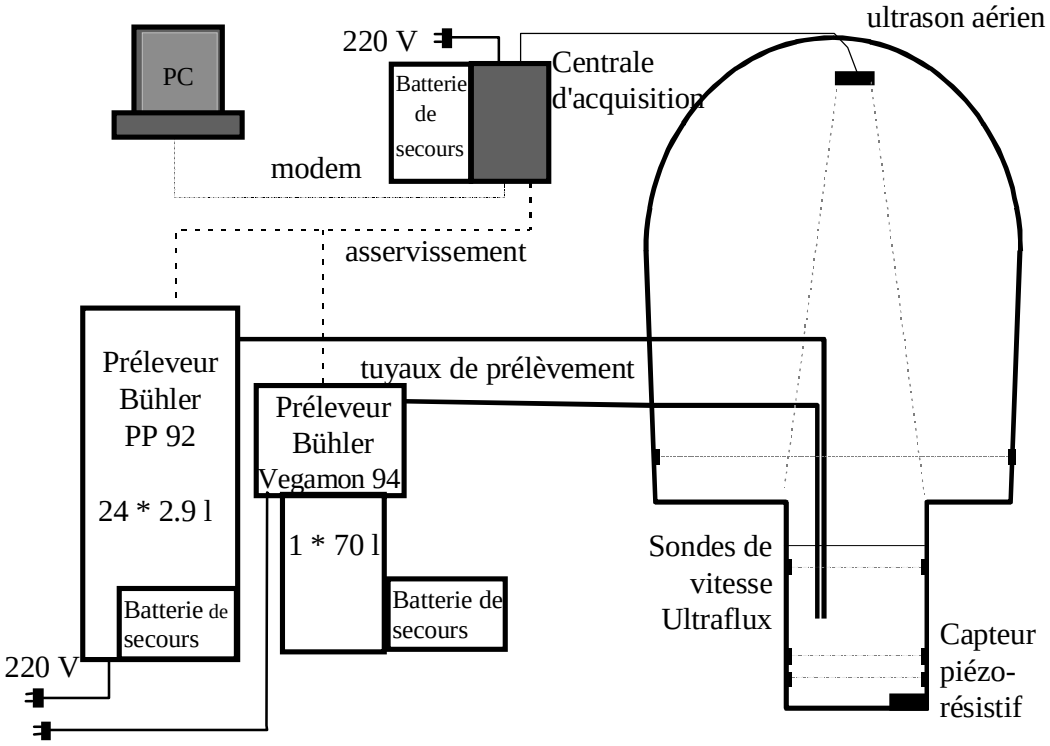


Figure 13: équipement de l'exutoire

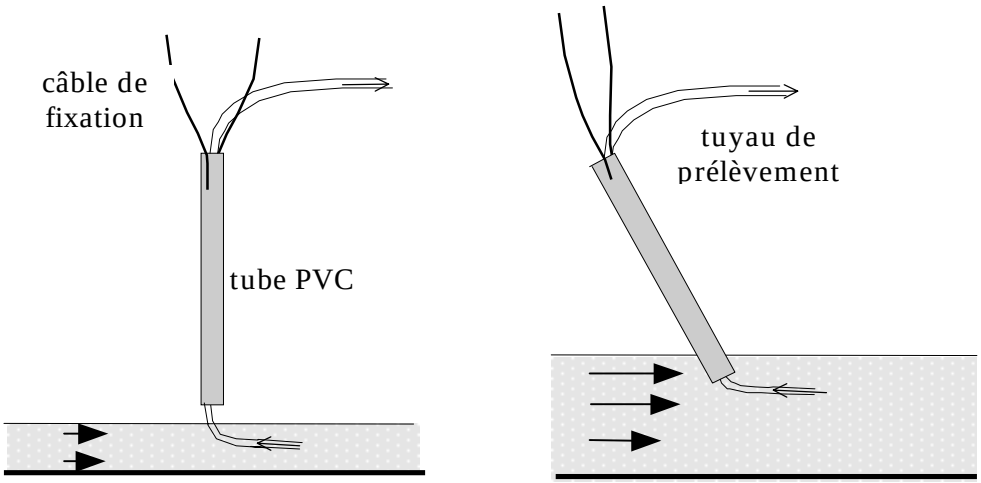


Figure 14: position de la prise d'eau par temps sec et par temps de pluie

4. MAINTENANCE DES SITES DE MESURE

Une maintenance régulière de l'ensemble des sites de mesures a été effectuée tout au long de la campagne d'échantillonnage et en particulier à chaque prévision de pluie[5], afin d'assurer le bon fonctionnement des équipements et la validité des résultats.

4.1.1.1. Pluviographes

La maintenance mensuelle comprend le nettoyage de l'impluvium, le déchargement de la centrale d'acquisition, la mesure du volume d'eau recueilli dans le bidon. En cas de dérive entre le volume d'eau recueilli et le nombre d'enregistrements, il est procédé à un réétalonnage de l'appareil. Les valeurs enregistrées sont corrigées en supposant la dérive linéaire dans le temps.

4.1.1.2. Toitures et cours

Un entretien a été effectué à chaque prévision de pluie. Il consiste en un nettoyage des fûts dans le cas des toitures, un nettoyage de la bouche siphoïdale et du détecteur de pluie dans le cas des cours.

4.1.1.3. Avaloirs

A l'entretien hebdomadaire destiné à limiter l'encrassement de l'avaloir s'ajoute un nettoyage complet du système de canalisation et en particulier du siphon de prélèvement avant chaque événement pluvieux. Les données débitmétriques sont déchargées avec une fréquence mensuelle.

4.1.1.4. Exutoire

Un entretien mensuel est effectué pour le nettoyage des sondes de mesures de vitesse et de hauteur, et de la prise d'eau. En cas d'écart supérieur à 1 cm entre les deux mesures de hauteur d'eau, nous avons procédé à une vérification manuelle de la hauteur d'eau dans le collecteur et un réétalonnage du capteur ayant dérivé. Notons qu'en temps normal, le débit est calculé à partir de la hauteur d'eau mesurée avec le capteur à ultrasons, celui ci étant moins sujet aux dérives.

---

[5] Prévisions météorologiques sur 5 jours fournies par Météo France pour la région parisienne

CHAPITRE 1.3.

PROTOCOLES D'ANALYSE

CHAPITRE 1.3. PROTOCOLES D'ANALYSE

1. PROTOCOLE D'ANALYSE DES MATIERES EN SUSPENSION (MES) ET DES MATIERES VOLATILES EN SUSPENSION (MVS)

Les protocoles d'analyse des MES et des MVS appliqués aux échantillons du bassin versant du Marais sont basés sur les normes AFNOR NF T 90-105 et NF T 90-029. Les protocoles normalisés ont été légèrement modifiés pour les adapter aux besoins spécifiques de l'étude :

- rapidité et simplicité d'exécution,
- mesure des MES et des MVS sur un volume d'échantillon réduit,
- récupération de la fraction dissoute pour la mesure des concentrations de DCO et de DBO5 dissoutes.

Les MES sont déterminées par filtration sous vide sur une membrane filtrante, puis séchage à 105°C. Les MVS sont déterminées par calcination à 525°C de la membrane ayant servi à la détermination des MES.

Dans notre cas, la membrane filtrante devait à la fois permettre la séparation des fractions particulaires et dissoutes (la limite entre ces deux fractions est généralement fixée à 0.45 µm) et résister sans perte de poids à une calcination à 525°C (afin de permettre la détermination des MVS). Parmi les membranes proposées sur le marché c'est la membrane en fibre de verre Whatmann GF/F, d'une porosité nominale de 0.7 µm qui répondait au mieux à ces conditions. Des tests de comparaison ont été entrepris entre :

- la membrane Whatman GF/F,
- l'une des membranes préconisées par la norme AFNOR : Whatmann GF/C, en fibre de verre et de porosité nominale 1.8 µm,
- une membrane HVLP de porosité 0.45 µm, préconisée pour la détermination des matières dissoutes mais ne pouvant pas être calcinée.

La comparaison a porté sur la détermination des MES et sur les concentrations de DCO et de DBO5 dans le filtrat. Elle a été effectuée sur 5 échantillons d'eaux usées prélevés à différentes heures du jour et de la nuit le 15/07/96, et sur un échantillon d'eau usée du 11/07/96. pour ce dernier échantillon les analyses ont été répétées six fois pour chaque filtre.

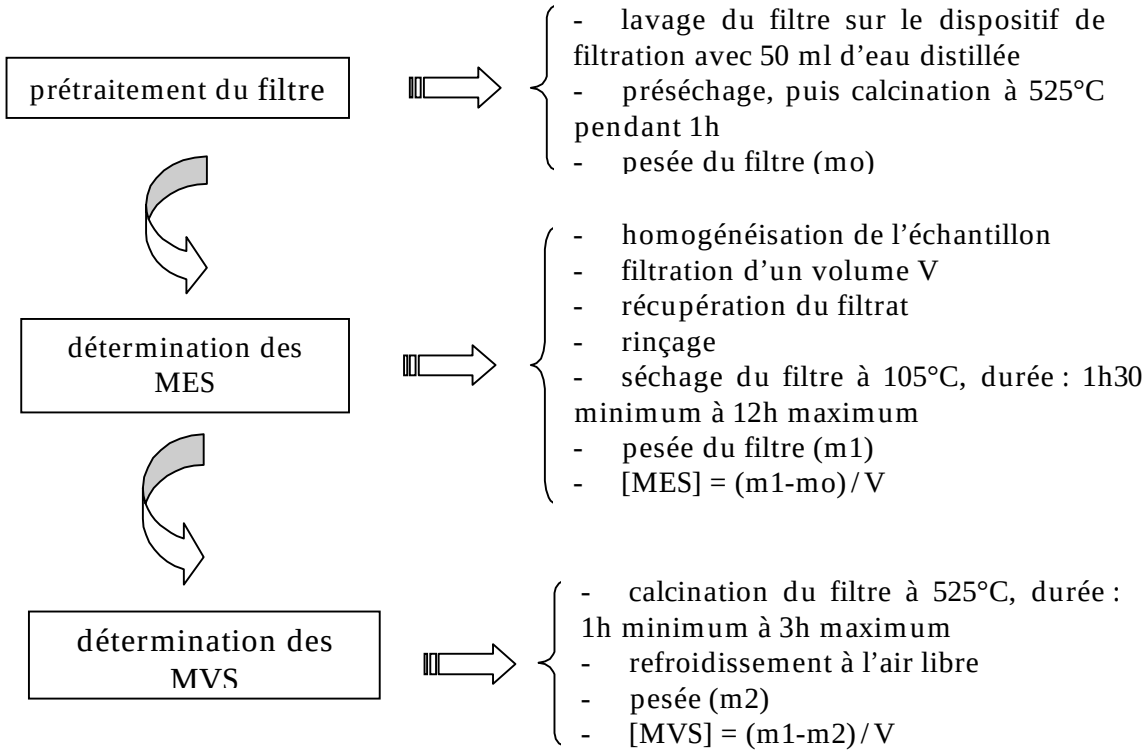
Les résultats montrent que :

- les concentrations en MES mesurées avec la membrane Whatman GF/F sont supérieures en moyenne de 10% à celles obtenues avec le filtre préconisé par la norme et supérieures de 2% à celles obtenues avec le filtre HVLP de porosité 0.45 µm.
- les concentrations dissoutes, mesurées sur le filtrat de la membrane Whatman GF/C sont en moyenne supérieures de 18% pour la DBO5 et de 10% pour la DCO à celles mesurées sur le filtrat de la membrane HVLP à 0.45 µm. Cette membrane ne permet pas une séparation précise des fractions dissoutes et particulaires.
- les concentrations dissoutes, mesurées sur le filtrat de la membrane Whatman GF/F sont en moyenne inférieures de 4% pour la DBO5 et de 8% pour la DCO à celles mesurées sur le filtrat de la membrane HVLP à 0.45 µm, l'écart étant toujours inférieur à 10%.

Par ailleurs, les essais effectués au Cergrene (Saad et al., 1996) pour évaluer

- l'importance des étapes de prétraitement de la membrane filtrante,
- l'influence du volume d'échantillon filtré,
- l'effet de la dessiccation,
- l'effet de la durée de séchage et de calcination

ont abouti à l'établissement du protocole suivant :



2. PROTOCOLE D'ANALYSE DE LA DCO

Le principe de mesure de la DCO consiste à faire bouillir à reflux pendant 2 heures, une prise d'essai de l'échantillon, en milieu acide, en présence d'une quantité de bichromate de potassium (oxydant), de sulfate d'argent (jouant le rôle d'un catalyseur d'oxydation) et de sulfate de mercure (II) (permettant de complexer les ions chlorures). On dose ensuite l'excès de bichromate de potassium.

Deux méthodes sont possibles pour déterminer la DCO :

a) la méthode de la norme AFNOR (NFT 90-101)

b) la micro méthode ou méthode Hach.

La quantité importante d'échantillons à analyser jointe à la nécessité de réaliser l'ensemble des analyses dans un délai de 48h, afin d'éviter toute modification des concentrations liée à la conservation de l'échantillon, ont orienté notre choix vers la micro méthode. Cette technique présente plusieurs avantages :

- facile à mettre en œuvre, sans manipulation directe de l'acide sulfurique concentré et des produits toxiques,
- nécessite un espace de travail et un matériel réduit,
- faible volume de déchets,
- permet un traitement rapide d'un grand nombre d'échantillons : la préparation des tubes est rapide, le passage au spectromètre peut se faire en différé.

Ces principaux inconvénients sont l'absence de normalisation de la méthode et le faible volume de la prise d'essai (2 ml).

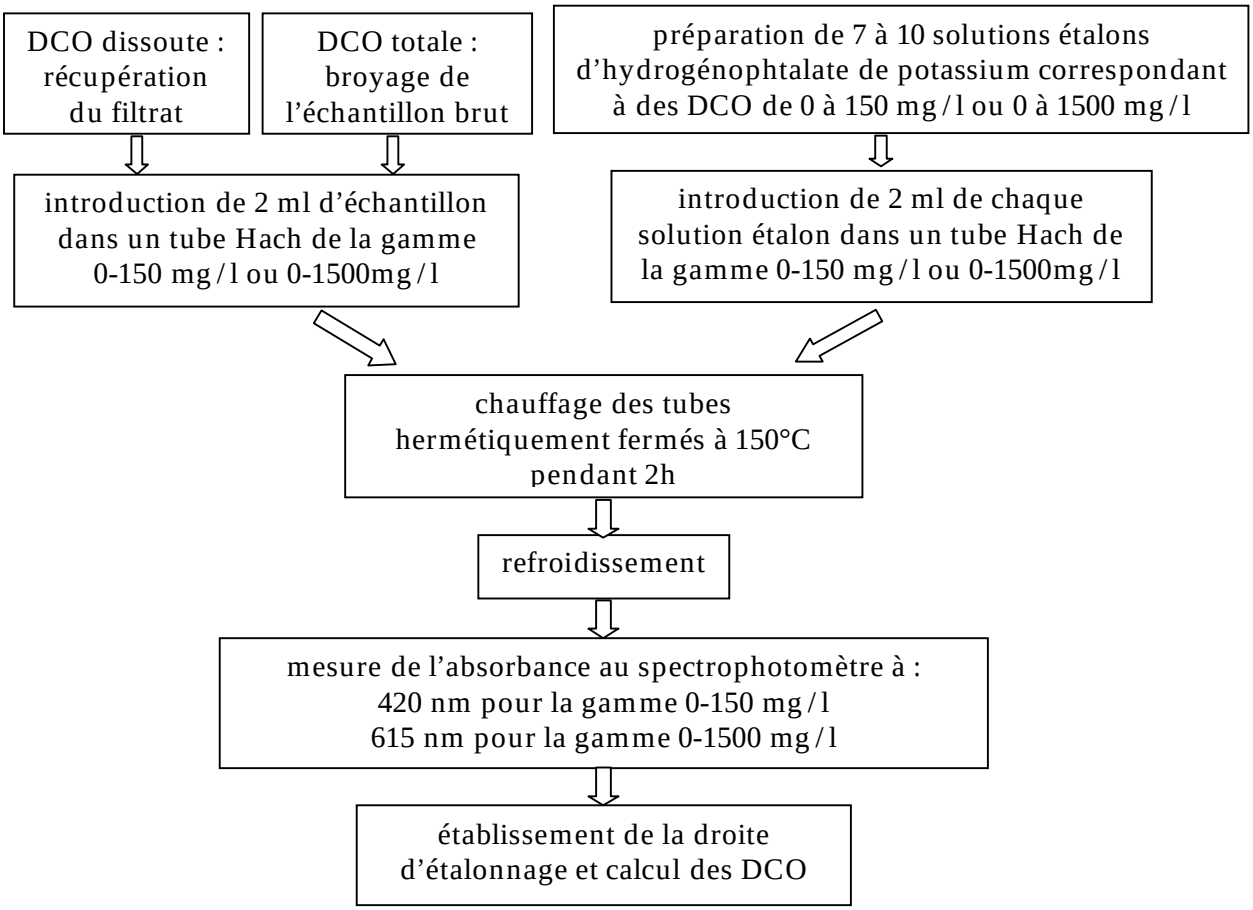
Des essais de comparaison entre les deux méthodes ont été réalisés sur des effluents de temps sec du bassin versant (Saad et al. ; 1996). Ils ont abouti aux conclusions suivantes :

- la DCO mesurée avec la micro méthode est légèrement supérieure (3 à 10 %) à celle mesurée par la méthode AFNOR.
- la répétabilité de la micro méthode est globalement bonne, et équivalente à celle de la méthode AFNOR. Elle est nettement améliorée par un broyage[6] de l'échantillon qui semble-t-il réduit le nombre de normes "hors gamme" ainsi que l'erreur type sur la mesure.

[6] homogénéiseur Ultra Turrax T25, vitesse 8000 à 24000 tours/mn

- la DCO mesurée avec la micro méthode sur un échantillon broyé est légèrement inférieure (de l'ordre de 3.5%) à celle mesurée sur l'échantillon non broyé.

D'où le protocole retenu pour la mesure de la DCO des échantillons du Marais :



3. PROTOCOLE D'ANALYSE DE LA DBO5

Le principe de mesure de la demande biochimique en oxygène consiste à déterminer la quantité d'oxygène consommée au bout de cinq jours d'incubation, dans les conditions d'essai, à 20°C dans une solution diluée de l'échantillon. Pour déterminer la DBO5, deux mesures de l'oxygène dissout doivent être effectuées :

à l'instant t = 0, au moment d'incubation

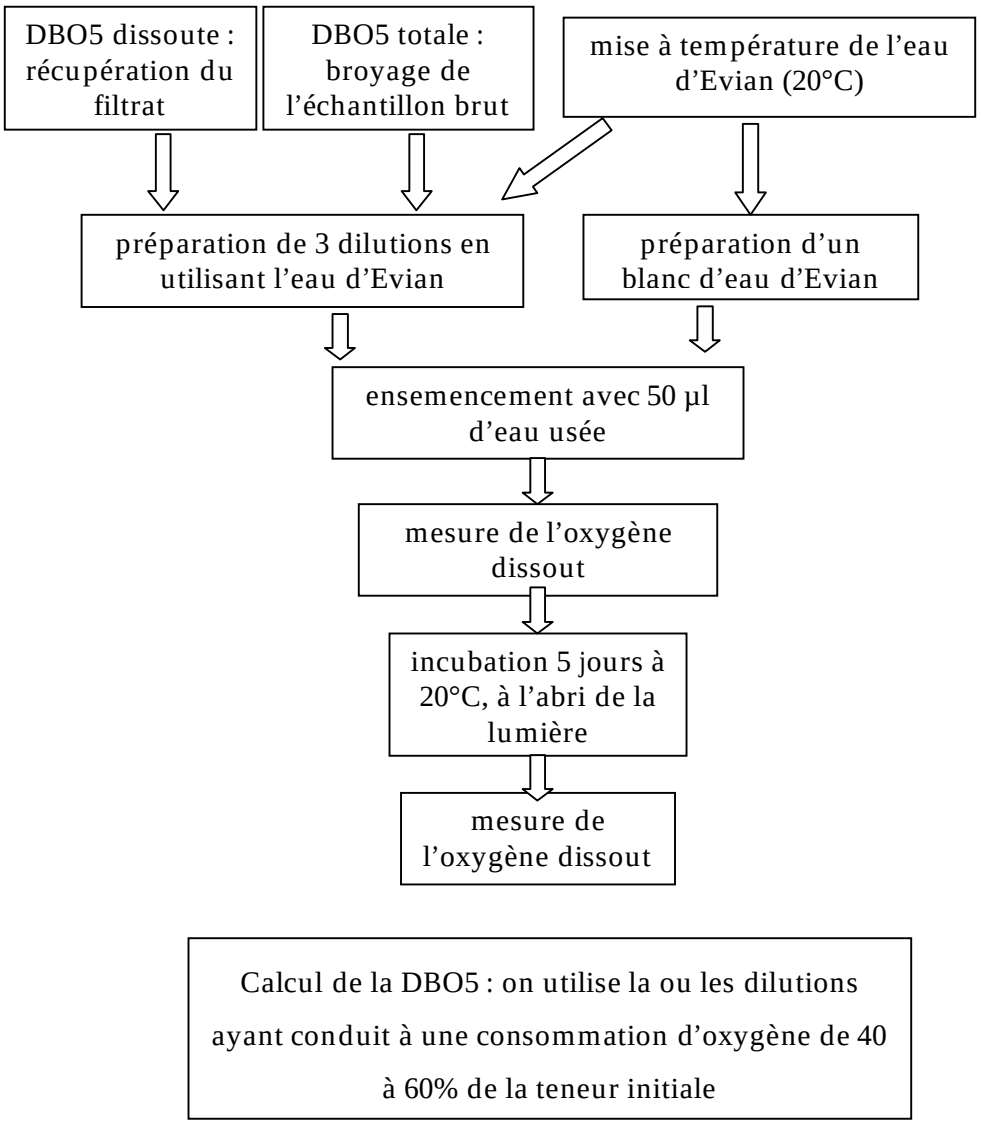
à l'instant t = 5 jours, après 5 jours d'incubation

Le dosage de la demande biochimique en oxygène (DBO5) que nous appliquons s'effectue électrochimiquement en utilisant un oxymètre équipé d'une sonde à oxygène. Le protocole de mesure est extrait de la norme AFNOR (NF, T90-103). La seule différence par rapport à la

norme se traduit, d'une part, par l'utilisation de l'eau minérale Evian comme solution de dilution au lieu de la solution préparée, et d'autre part, au fait que nos échantillons seront préalablement broyés pour s'assurer de leur bonne homogénéité.

Des essais de comparaison, ont été réalisés, entre l'utilisation de la solution de dilution préparée selon la norme et l'eau minérale Evian ([Saad et al. ; 96]). D'après ces tests, la DBO5 mesurée par la méthode AFNOR est légèrement inférieure à celle obtenue en utilisant l'eau d'Evian. Cet écart est cependant faible : 5% dans le cas d'un échantillon non broyé, 2.5% dans le cas d'un échantillon broyé.

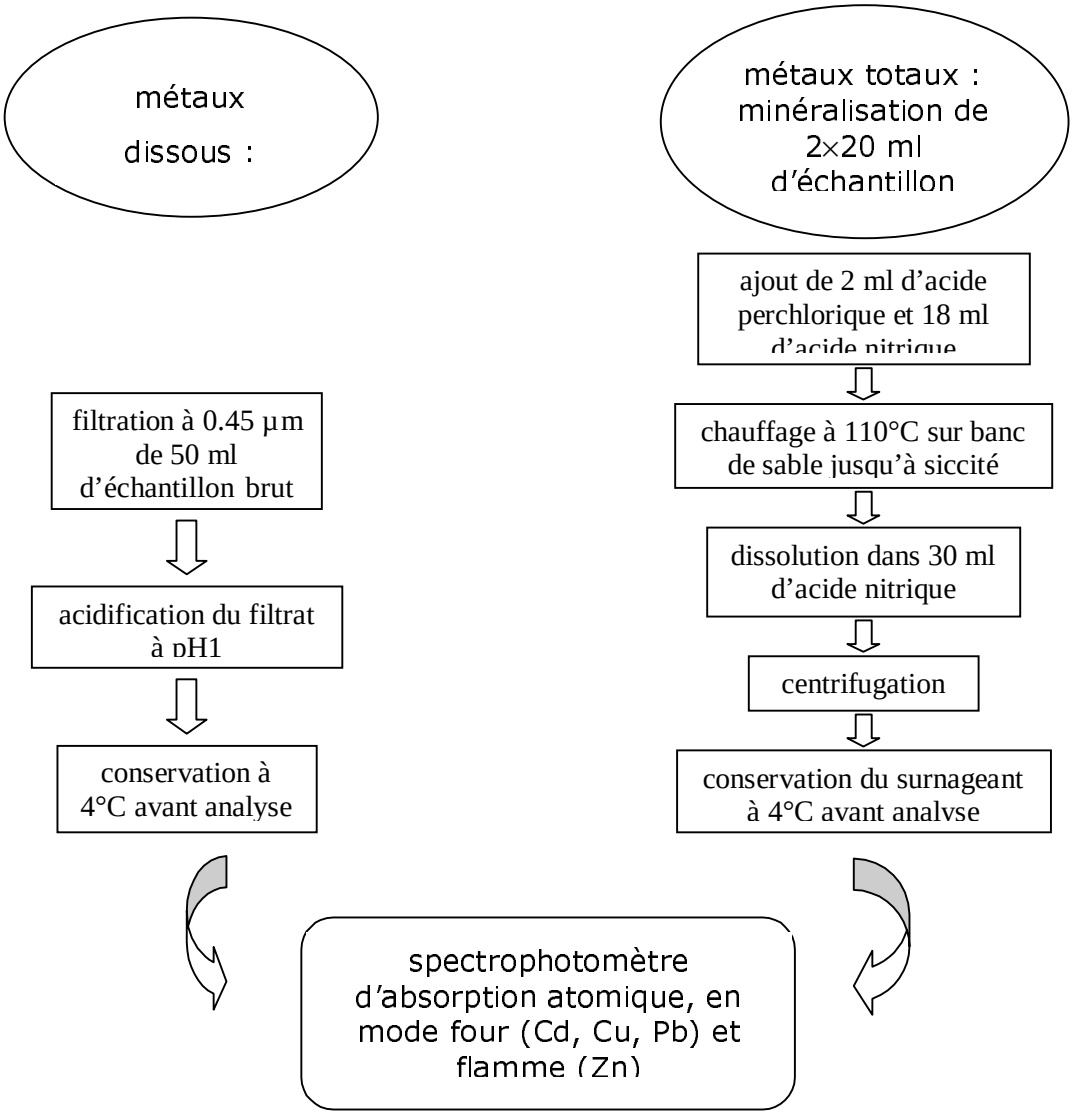
Protocole retenu pour la DBO5 :



4. PROTOCOLE D'ANALYSE DES METAUX

Le protocole d'analyse des métaux, appliqué aux échantillons du bassin versant du Marais, a été développé par [Garnaud, (en cours de préparation)], dans le cadre de sa thèse.

L'analyse des métaux est effectuée sur les fractions totales et dissoutes. Les métaux particulaires sont obtenus par différence. Pour les métaux dissous, l'échantillon est filtré à 0.45 µm et le filtrat est acidifié à pH=1 avec de l'acide nitrique. Les métaux totaux sont minéralisés par digestion acide à chaud de l'échantillon brut. La mesure des concentrations métalliques est réalisée par spectrométrie d'adsorption atomique en mode four ou flamme.

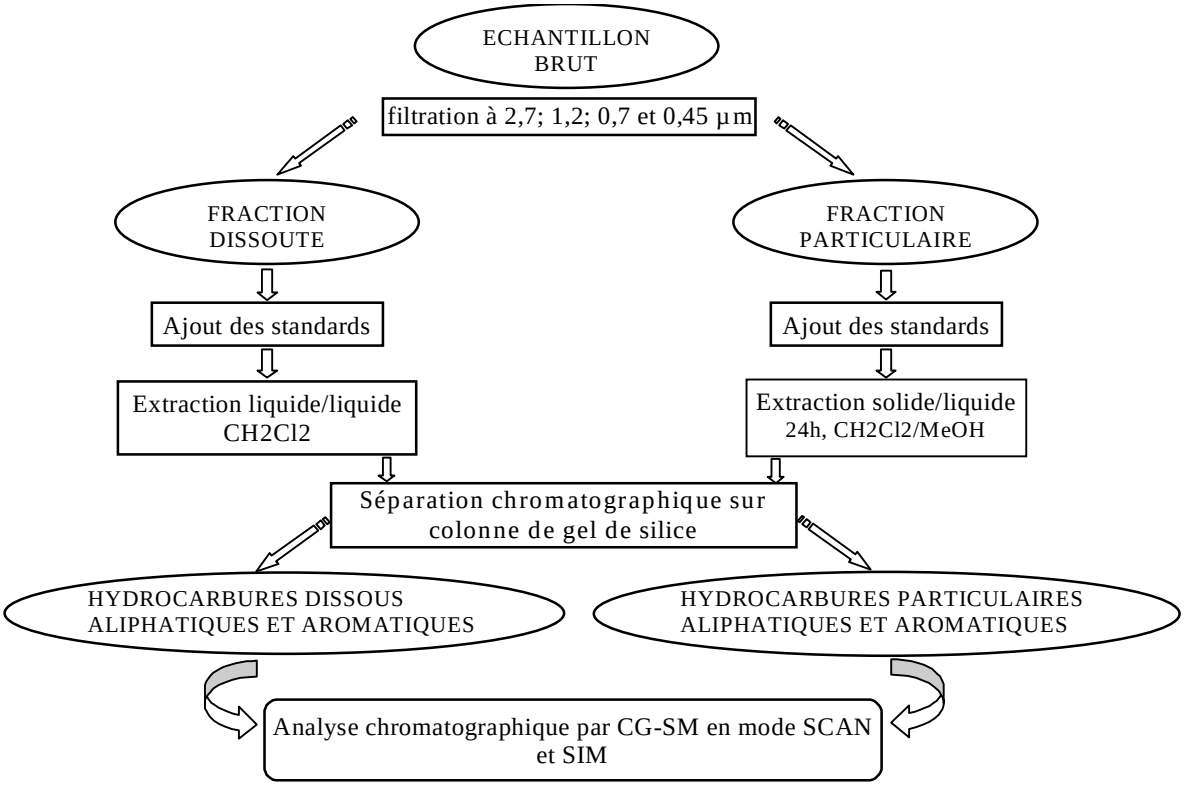


5. PROTOCOLE D'ANALYSE DES HYDROCARBURES

Le protocole d'analyse des hydrocarbures, appliqué aux échantillons du bassin versant du Marais, a été développé par A. Gonzalez dans le cadre de sa thèse (en cours de préparation).

L'analyse des hydrocarbures est effectuée sur les fractions dissoutes et particulaires. Les hydrocarbures dissous et particulaires ont été séparés par filtration successive d'un litre d'échantillon sur des filtres de porosité décroissante (2.7 µm à 0.45 µm). Les hydrocarbures dissous sont extraits par addition de dichlorométhane. Les hydrocarbures particulaires sont extraits au Soxhlet avec un mélange de dichlorométhane et de méthanol. Les extraits organiques concentrés sont ensuite séparés en classes de composés (hydrocarbures aliphatiques et hydrocarbures aromatiques) par chromatographie d'adsorption sur gel de silice. L'analyse est réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. Les concentrations d'hydrocarbures sont quantifiées par rapport aux abondances des standards perdeutérés ajoutés dans chaque échantillon avant extraction.

Dans le cadre de notre travail, seuls les hydrocarbures aliphatiques sont considérés. Notons que les concentrations en hydrocarbures aromatiques sont négligeables devant celles des hydrocarbures aliphatiques qui fournissent de ce fait un bon estimateur des concentrations totales en hydrocarbures.



6. PROTOCOLE DE MESURE DES VITESSES DE CHUTE

6.1.1. Principe de mesure

Les vitesses de chute ont été mesurées suivant le protocole CERGRENE 95 décrit dans [Chadirat et al. ; 97], au moyen d'une colonne de sédimentation développée par le CERGRENE.

La colonne CERGRENE 95 fonctionne sur le principe de la suspension homogène : au moment de son remplissage, les solides sont répartis uniformément sur toute la hauteur de sédimentation. L'échantillon à analyser est aspiré par dépression à l'intérieur de la colonne. Celle-ci est ensuite maintenue sous vide pour la durée du fractionnement. Les particules décantées pendant des périodes de temps Δt sont recueillies dans des coupelles placées sous la colonne et de même diamètre que celle ci. Les coupelles, préalablement remplies d'eau distillée, sont immergées dans la cannelure du bac de mélange et positionnées alors à tour de rôle sous la colonne.

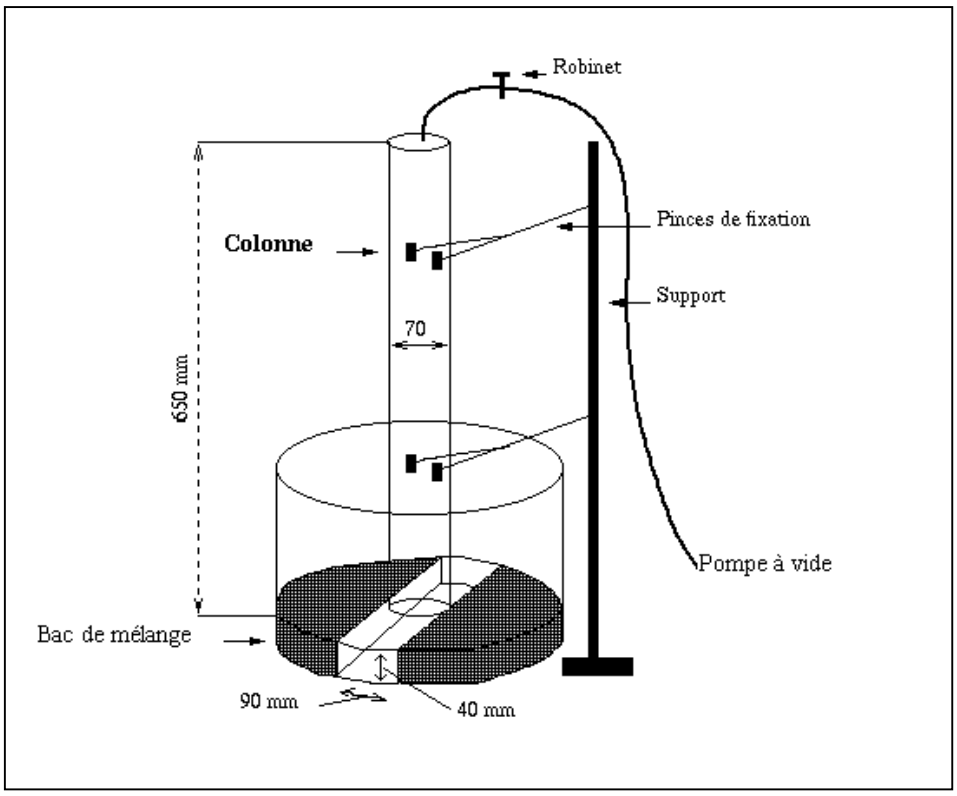


Figure 15 : colonne de sédimentation CERGRENE 95

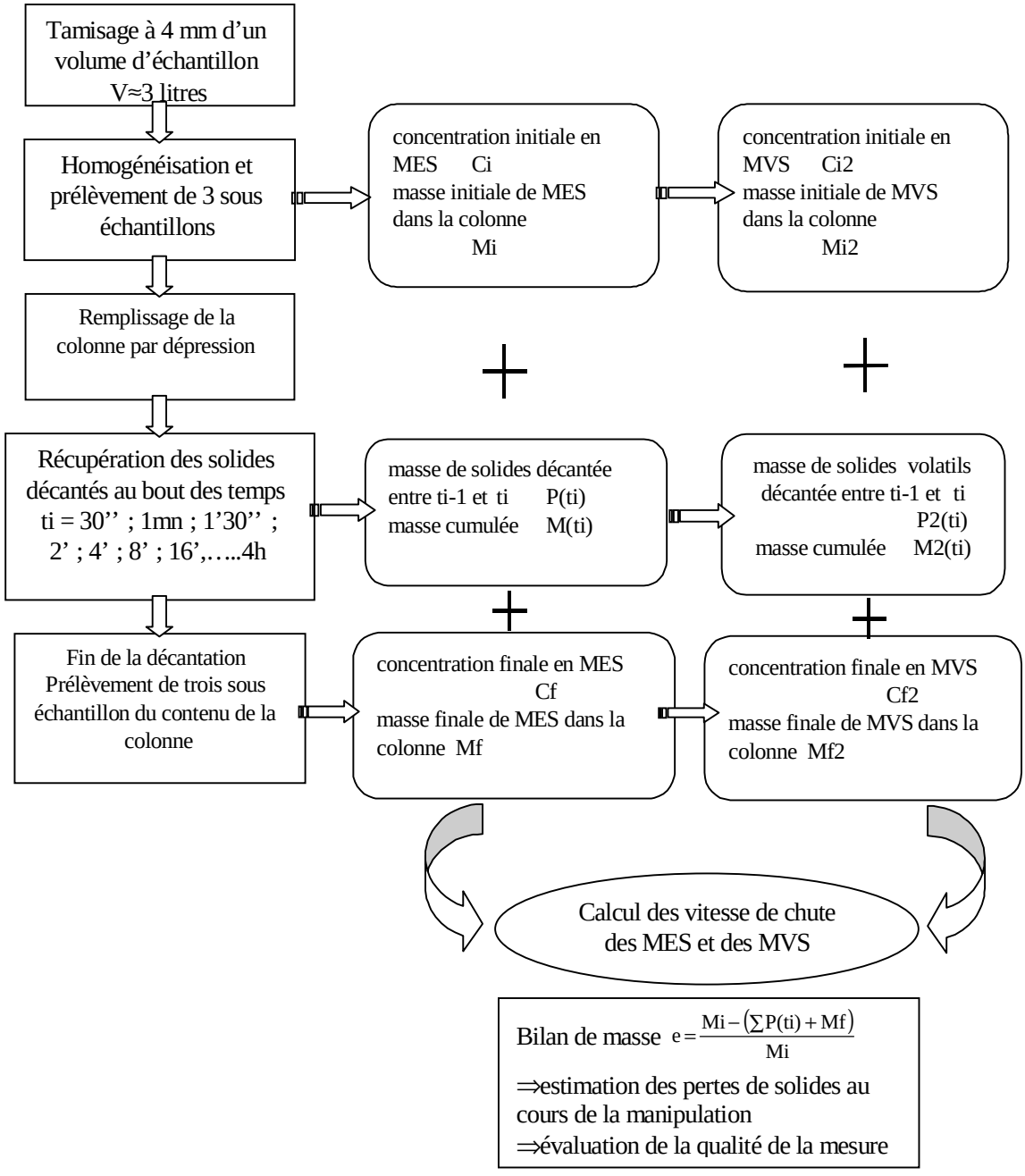
Les particules sont supposées décanter de façon indépendante (pas de phénomènes d'agrégation ou de diffusion). Le processus est alors décrit par l'équation suivante :

$$M(t) = S(t) + t \times \frac{\partial M(t)}{\partial t}$$

où M(t) représente la masse cumulée de particules recueillies à l'instant t (seule valeur directement accessible par la mesure). C'est la fonction mesurée.

S(t) représente la masse de particules de vitesse de chute supérieure à v=h/t où h est la hauteur de décantation dans la colonne. C'est la fonction recherchée.

6.1.2. Protocole de mesure



6.1.3. Méthode de calcul des vitesses de chute

Le protocole utilisé permet de mesurer la masse de particules P(ti) décantées entre le temps ti-1 et ti, et d'en déduire la masse cumulée de particules décantées entre to et ti,

$$M(ti) = \sum_{j=1}^{i} P(tj).$$

Le calcul de la masse de particules S(v) ayant une vitesse de chute supérieure à v est réalisé en faisant l'hypothèse suivante :

Soit ρ(v) la densité de fréquence des particules dont la vitesse de chute est v. On suppose que ρ est constante par morceaux sur les intervalles [v ; v+dv [, c'est à dire :

$$\rho(v) = \sum_{k=1}^{N} \theta_k \times \Pi_{[v_{k+1};v_k[}(v) \qquad \text{avec} \qquad \Pi_{[\alpha;\beta[}(u) = 1 \text{ si } u \in [\alpha;\beta[$$

$$\Pi_{[\alpha;\beta[}(u) = 0 \text{ si } u \notin [\alpha;\beta[$$

$$\theta_k = \text{constante}$$

Avec cette hypothèse, la fonction S(v) est linéaire par morceaux sur les intervalles $[v_{k+1} ; v_k[$. Le choix de la suite des vitesses $(v)_i$ est donc important, elle est construite sur la base de la suite des temps de mesure effectifs $(t_i)_{[1;N[}$ suivant la relation suivante:

$$Vi = \frac{1}{2} \times \left(\frac{h}{ti} + \frac{h}{ti-1} \right) \text{ pour } n > i > 1$$

$$V1 = 2 \times \frac{h}{t1} - V2$$

$$V(n+1) = 0$$

La masse de particules ayant une vitesse de chute supérieure à v est alors donnée par la relation $S(v) = \sum_{i=1}^{n} \left(\theta_i \times \int_0^v \Pi_{[v_{k+1};v_k[}(v) dv \right)$ [Chancelier et al. ; 98]

CHAPITRE 1.4. INCERTITUDES DE MESURE

1. INTRODUCTION

Le choix des équipements de mesure décrits au paragraphe précédent et de leurs conditions d'installation a été guidé en premier lieu par le souci de réduire les sources d'erreur. Nous avons veillé, dans la mesure du possible, au respect des règles présentées en CHAPITRE 1.2.3.1. Cependant, l'équipement de mesure idéal n'existant pas, les solutions retenues sont un compromis entre « l'idéal théorique » et le «techniquement et financièrement réalisable ». C'est pourquoi, nous chercherons dans ce paragraphe à évaluer la qualité des données pour chaque site de mesure et à estimer les incertitudes qui leur sont associées.

Les sources d'incertitudes lors de l'évaluation des masses transférées par temps sec et par temps de pluie aux différents niveaux du bassin versant sont multiples. On distinguera :

- l'incertitude sur les concentrations ponctuelles, liée à
  - la représentativité de l'échantillon prélevé
  - la conservation de l'échantillon
  - l'incertitude d'analyse
- l'incertitude sur les concentrations moyennes sur la période de temps considérée, liée à
  - la détermination du début et de la fin de l'événement
  - la procédure d'échantillonnage au cours de l'événement
- l'incertitude sur la mesure ou le calcul des volumes, liée à
  - l' incertitude sur les mesures de débit à l'exutoire
  - l'incertitude sur les mesures de débit aux avaloirs
  - l'incertitude sur la mesure pluviométrique, et sur le volume ruissellé dans les cours et les toitures calculé à partir des données pluviométriques

2. INCERTITUDE SUR LES CONCENTRATIONS PONCTUELLES

2.1. Représentativité de l'échantillon prélevé

La représentativité d'un échantillon élémentaire est affectée par :

- l'inhomogénéité des concentrations dans la section d'écoulement,
- la ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau,
- la modification de l'échantillon au cours du transport entre la prise d'eau et le flacon d'échantillonnage.

2.1.1. Incertitude liée à la variabilité des concentrations dans la section de mesure

2.1.1.1. Données bibliographiques

Diverses études ont démontré l'existence de gradients de concentrations dans la section d'écoulement des collecteurs d'eaux usées.

[Wöhrle et Brombach, 91] ont mesuré le profil de concentration des matières sèches, de la DCO et des matières volatiles, par temps sec, à Bad-Mergendheim, dans une canalisation circulaire de ∅ 1200, pour une hauteur d'eau de 30 cm et une vitesse d'écoulement de 0.57 m/s. Ils notent une zone de très forte concentration en MES (jusqu'à 1250 mg/l) et en DCO (2520 mg/l) près du fond, ainsi qu'une augmentation de la concentration au voisinage des parois. Les concentrations minimales en matière sèche (113 mg/l) et en DCO (457 mg/l) sont obtenues près de la surface au milieu de l'écoulement. La valeur maximale de MES mesurée lors de ce test est égale à 6 fois la valeur moyenne dans la section et 11 fois la valeur minimale. Le pourcentage de matière volatile est quant à lui relativement homogène dans l'ensemble de la section.

Des profils verticaux de concentration, montrant une nette augmentation des concentrations de MES avec la profondeur ont également été établis par temps sec :

- dans le collecteur principal de Bruxelles [Verbanck et al., 93], dont la forme de la section est semblable à celle du collecteur Rivoli, avec cependant une cunette de 2 m de profondeur et une hauteur d'eau de 1,4 m ;
- à Dundee (Ecosse) et Hildesheim (Allemagne), dans des collecteurs circulaires de 1.5 m de diamètre, 40 cm de hauteur d'eau et 5 à 20 cm de dépôt [Ristenpart et al., 94].

Alors qu'à Dundee les concentrations en DCO et en DBO5 de temps sec varient peu avec la profondeur, Ristenpart note une augmentation linéaire de la DCO avec la profondeur à Hildesheim. Ce gradient de concentration en DCO est d'autant plus fort que la vitesse d'écoulement est faible : l'écart entre la concentration moyenne en DCO et celle mesurée près du radier est de 20 à 40% pour une vitesse d'écoulement de 0.5 m/s et de 70 à 80% pour une vitesse d'écoulement de 0.2 à 0.3 m/s. Tout comme à Bad-Mergendheim, le taux de matières volatiles varie peu dans la section.

D'après les expériences menées par [De Heer, 92] dans le réseau d'assainissement de Genève, une stratification importante apparaît dans les sections à très faible vitesse d'écoulement (0.1 à 0.3 m/s), qui devraient être évitées lors du choix des sites de prélèvement. Dans une section à vitesse importante (3.8 à 4 m/s), il note une bonne répartition des MES, avec des variations inférieures à 10%.

Ces profils de concentration ont été mesurés par temps sec. Par temps de pluie on peut espérer un meilleur mélange de l'effluent. Néanmoins, des prélèvements simultanés à deux profondeurs réalisés par temps de pluie à Dundee montrent des écarts de l'ordre de 50% sur les teneurs en MES.

L'hétérogénéité de l'effluent dans la section de mesure rend difficile le prélèvement d'un échantillon représentatif de l'effluent moyen. Afin d'optimiser la représentativité de l'échantillon il serait souhaitable de prélever en différents points de la section. Nous avons cependant abandonné l'idée d'une prise d'eau à orifices multiples qui multiplierait les obstacles dans l'écoulement, favorisant l'obstruction par les papiers, sacs plastiques etc.. et réduirait la vitesse de prélèvement au niveau de chaque orifice. Dans le cas d'un prélèvement ponctuel dans la section, la plupart des auteurs ([Gros, 82], [De Heer, 92], [Berg, 82]) s'accordent pour situer l'emplacement optimal de la prise d'eau à une hauteur de 40 à 60 % de la colonne d'eau, et à une distance suffisante des parois pour éviter une contamination des échantillons par les dépôts ou les biofilms qui s'y développent. Ce critère a été respecté pour l'échantillonnage des effluents à l'exutoire du bassin versant.

2.1.1.2. Profils de concentration mesurés par temps sec à l'exutoire du bassin versant

Des profils de concentration verticaux des MES et des MVS ont été mesurés par [Ahyerre, 96] sur le collecteur Rivoli, à proximité de l'exutoire du bassin versant. Pour chaque profil, cinq échantillons ont été prélevés simultanément à cinq hauteurs différentes dans l'axe central de

l'écoulement. Ces profils ont été effectués par temps sec, pour une hauteur d'eau d'environ 25 cm et une vitesse d'écoulement de l'ordre de 0.4 m / s.

On observe:

- dans la majorité des cas un léger gradient de concentration avec la profondeur,

- dans certains cas une augmentation des concentrations près de la surface, sans doute liée à la présence de flottants,

- pour deux profils, de très fortes concentrations en MES associées à de faibles taux de matières volatiles ont été mesurées près du radier. Il s'agit vraisemblablement de particules minérales transportées par charriage et non de particules en suspension, de ce fait ces deux profils n'ont pas été pris en compte dans l'évaluation des incertitudes liées au profil de concentration.

A partir de ces profils, nous avons tenté d'estimer l'écart maximal entre la concentration moyenne dans la section de mesure et la concentration au point de prélèvement. Nous avons supposé que la variation transversale des concentrations est négligeable. En effet, les travaux de [Ahyerre ; 96] n'ont pas montré d'augmentation des concentrations vers les parois de la cunette. Par ailleurs, nous supposons que la répartition des vitesses dans la section de mesure suit un profil logarithmique de Von Karman (voir page 132).

La concentration moyenne dans la section Cm a été approximée par :

$$C_m = \frac{\sum_{i=1}^{5} C_i V_i H_i}{V_m H}$$

avec Ci est la concentration de l'échantillon i

Hi la hauteur de la tranche d'eau à laquelle on affecte la concentration Ci et Vi la vitesse d'écoulement dans cette tranche d'eau

$H = \sum_{i=1}^{5} H_i$ la hauteur d'eau totale et Vm la vitesse d'écoulement moyenne dans la section

Soit Cp la concentration au point de prélèvement, nous supposerons que Cp ∈ {C2 ; C3 ; C4}.

L'erreur Emax maximale est alors donnée par $E^- \max = \left(\frac{\min(C_i) - C_m}{C_m}; i \in \{1;2;3\} \right)$ et

$E^+ \max = \left(\frac{\max(C_i) - C_m}{C_m}; i \in \{1;2;3\} \right)$.

Pour ces huit profils de concentration, l'incertitude maximale liée à l'hétérogénéité des concentrations dans la section serait de ± 45 %. L'incertitude sur l'échantillon moyen

constitué à partir des huit profils est de –22 à +5 %. Dans l'ensemble on note une tendance à sous estimer la concentration moyenne.

Tableau 12: incertitude liée à un prélèvement ponctuel dans la section

Profil	1	2	3	4	5	6	7	8	**moyenne**
Cm	167	176	234	247	170	174	180	228	197
max(Ci)	177	173	173	218	156	254	220	285	207
E^+max	*0.06*	*-0.02*	*-0.26*	*-0.12*	*-0.08*	*0.46*	*0.22*	*0.25*	**0.05**
min(Ci)	150	140	140	185	138	138	141	198	154
E^-max	*-0.10*	*-0.20*	*-0.40*	*-0.25*	*-0.19*	*-0.21*	*-0.22*	*-0.13*	**-0.22**

Figure 16: profils de concentration en MES mesurés par temps sec à l'exutoire (Ahyerre, 96)

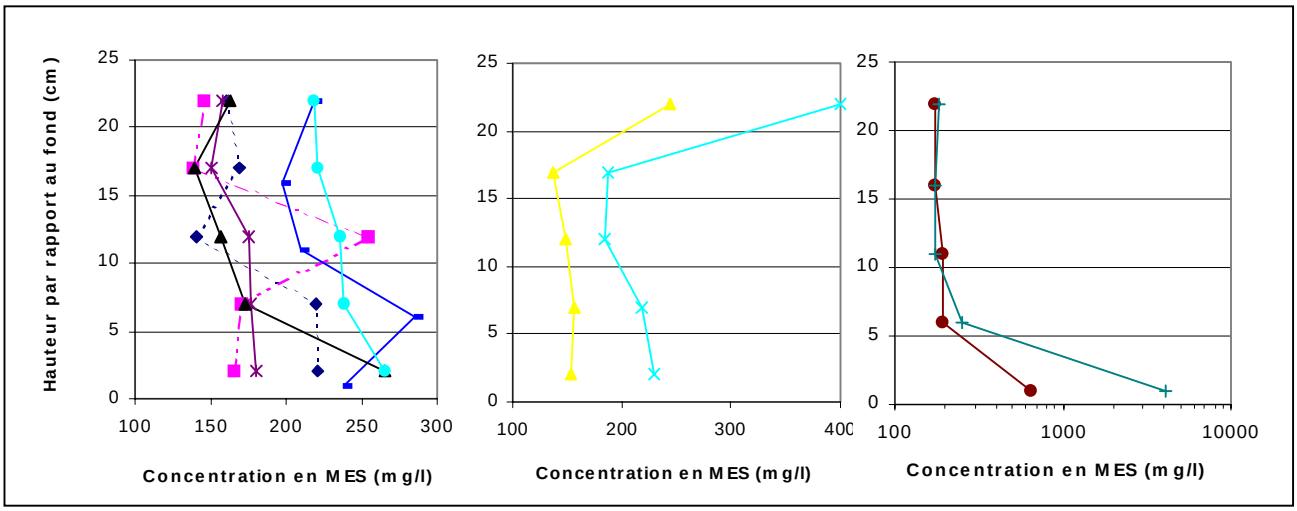
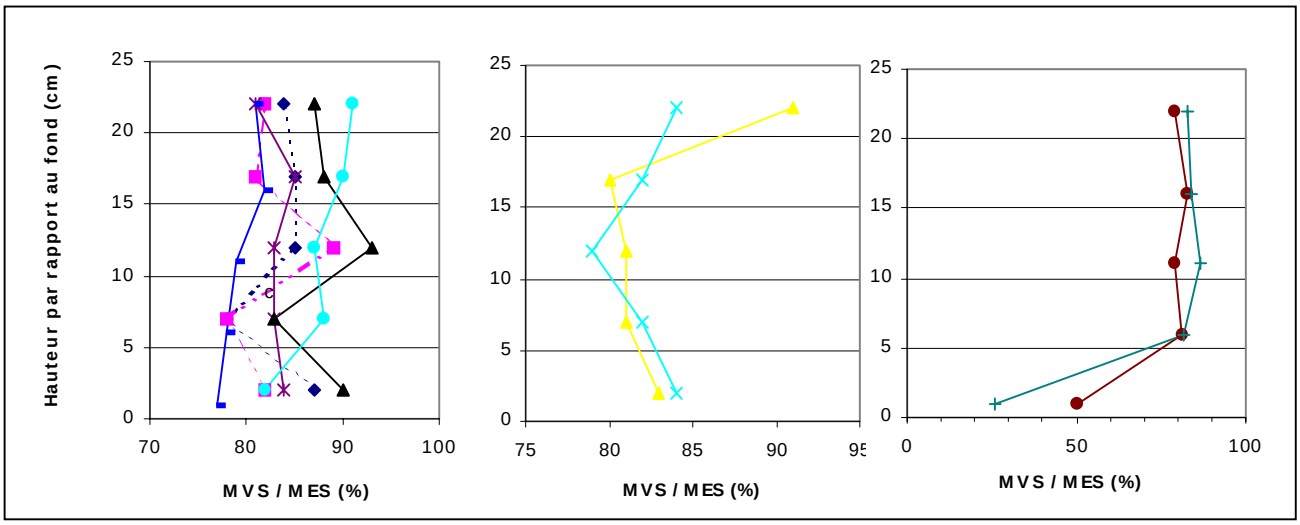


Figure 17: profils verticaux des taux de MVS mesurés par temps sec à l'exutoire (Ahyerre, 96)



Pour des raisons de sécurité, il n'a pas été possible d'établir de tels profils de concentration par temps de pluie. Cependant, on peut espérer un meilleur mélange de l'effluent de temps de pluie du fait des vitesses d'écoulement plus importantes.

Dans le cas des autres points de mesures (avaloirs, toitures, cours) l'écoulement au niveau de la prise d'eau est très turbulent et la section d'écoulement faible. Nous pourrons donc faire l'hypothèse d'une homogénéité des concentrations dans la section de mesure.

2.1.2. Ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau

2.1.2.1. Données bibliographiques

La ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau est essentiellement liée à l'orientation du tuyau de prélèvement et à la vitesse de prélèvement [De Heer, 92]. La prise d'eau idéale est celle qui respecte les conditions de prélèvement isocinétiques: orientation du tuyau face au courant et vitesse de prélèvement égale à la vitesse d'écoulement. Cette configuration permet de dériver une partie de la lame d'eau sans modifier ses caractéristiques. Dans la pratique, ces conditions sont extrêmement difficiles à respecter. Elles supposeraient une vitesse de prélèvement variable, asservie à la vitesse de l'écoulement. A l'heure actuelle il n'existe pas de préleveur automatique de ce type dans le commerce. Par ailleurs, la position de la prise d'eau face au courant n'est pas réalisable en réseau d'assainissement. Un tel système se boucherait extrêmement vite. c'est pourquoi la prise d'eau est souvent orientée dans le sens de l'écoulement. Les particules doivent alors réaliser une rotation de 180° avant d'entrer dans le tuyau, et l'on risque de sous estimer les MES, en particulier pour les particules les plus lourdes.

Une étude a été menée en 1941 par l'IAWRC (citée dans [De Heer, 92]) afin d'établir l'influence de l'orientation de la prise d'eau et de la vitesse d'aspiration sur le prélèvement de matières en suspension de densité 2.65 (sable). Dans le cas où la prise d'eau est orientée face au courant, et pour un rapport entre la vitesse d'aspiration et la vitesse d'écoulement de 0.4 à 4 l'erreur est faible pour des particules fines (inférieure à ±4% pour des particules de 60µm de diamètre). Pour des particules de 450 µm, l'erreur dépendait fortement du rapport des vitesses (surestimation de 45% pour un rapport de vitesse de 0.4, sous estimation de 25% pour un rapport de vitesse de 4).

Dans le cas d'une prise d'eau perpendiculaire à l'axe de l'écoulement les résultats montraient une sous estimation des concentrations augmentant avec la taille des particules. Cette erreur croit avec la diminution du rapport des vitesses mais reste pratiquement constante pour des

vitesses de prélèvement supérieures à la vitesse d'écoulement. Pour des particules de sable de 150 µm l'erreur était de –50 % pour un rapport de vitesse de 0.2, -28 % pour un rapport de 1 et –22 % pour un rapport de 2.

Dans la pratique on pourra donc limiter la ségrégation au niveau de la prise d'eau en assurant une vitesse de prélèvement supérieure ou égale à la vitesse de l'écoulement.

Notons que les particules transportées dans les eaux pluviales ont une dimension médiane de l'ordre de 30 à 40 µm et une densité bien inférieure à celle du sable, de l'ordre de 2 à 2.3 ([Chebbo ; 92b]).

2.1.2.2. Evaluation théorique de la qualité de la prise d'eau pour nos sites de mesure

Le critère proposé par J. de Heer pour limiter la ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau est le suivant :

- *Critère 1* : vitesse de prélèvement ≥ vitesse de l'écoulement ☺ RESPECTE

A l'exutoire du bassin versant, la prise d'eau est orientée vers l'aval et présente dons un angle de 180° par rapport à l'écoulement. La vitesse de prélèvement est de l'ordre de 1 m/s. La vitesse d'écoulement est de l'ordre de 0,25 à 0,45 m/s par temps sec et reste inférieure à 1 m/s par temps de pluie. Le rapport entre la vitesse de prélèvement et la vitesse d'écoulement est donc de l'ordre de 2 à 4 par temps sec, et supérieur ou égal à 1 par temps de pluie.

Dans les avaloirs, la prise d'eau est orientée verticalement et présente un angle de 90° par rapport à l'écoulement. La vitesse de prélèvement est de l'ordre de 1 m/s. La vitesse d'écoulement des eaux de ruissellement dans le siphon est inférieure à 0.8 m/s.

2.1.3. Evaluation théorique de la modification de l'échantillon au cours du transport entre la prise d'eau et le flacon

Les phénomènes de modification de l'échantillon lors de son prélèvement au moyen d'un échantillonneur automatique ont été amplement étudiés par [J. De Heer ; 92] dans le cadre de sa thèse. En conclusion de ces recherches, l'auteur propose une liste de critères devant être respectés pour assurer la représentativité de l'échantillonnage. Dans un premier temps nous évaluerons donc la qualité de nos systèmes de prélèvement sur la base du respect de ces critères.

- *Critère 1* : diamètre du tuyau de prélèvement $\varnothing \geq 6.35$ mm ☺ RESPECTE

Par ailleurs, le diamètre minimal généralement préconisé dans la littérature pour limiter les risques de colmatage du tuyau est de 12 mm. C'est la valeur qui a été retenue pour les systèmes de prélèvement du Marais.

- *Critère 2* : volume du tuyau ≤ volume de l'échantillon ☹ NON RESPECTE

La réduction de la pression dans le liquide pompé conduit dans certains cas à des remontées de bulles d'air, entraînant des particules en suspension (principalement des matières organiques légères). Le critère 2 est destiné à limiter le biais du à ce phénomène de flottation.

Cas de l'exutoire du bassin versant :

longueur de tuyau : L=16 m volume du tuyau Vt= $L\frac{\pi\phi^2}{4}$ = 1.8 litres

volume du prélèvement Vp = 750 ml

volume du tuyau = 2.4 × volume échantillon ☹ NON RESPECTE

Le critère 2 n'est pas respecté dans le cas de l'exutoire. Notons cependant que le phénomène de flottation tel que décrit par J. de Heer n'a pas été observé visuellement pour les préleveurs de l'exutoire : pas de bulles d'air remontant le tuyau, ni de surconcentration visible en MES à la surface libre de l'eau montant dans le tuyau.

[De Heer ; 92] évalue à 4 à 7% le taux de MES pouvant être transportés par flottation. En supposant que 7% des matières en suspension de l'effluent contenu dans le tuyau de prélèvement soient transportées par flottation dans l'échantillon, la surestimation des concentrations serait de 0.07 (Vt-Vp)/Vp, soit 10% environ.

Cas des avaloirs et des cours :

longueur de tuyau : L= 3 à 6 m

volume du tuyau = $L\frac{\pi\phi^2}{4}$ = 340 à 780 ml

volume du prélèvement = 300 ml

volume du tuyau = 1 à 2.6 × volume échantillon ☺ NON RESPECTE

Le critère 2 n'est pas respecté pour tous les sites de prélèvement des eaux de ruissellement de cours et de chaussée. Dans le cas d'un tuyau de 6 m de longueur et si 7% des MES sont transportées par flottation, la surestimation des concentrations serait de 11%.

- *Critère 3* : vitesse de prélèvement ≥ 10 × vitesse de sédimentation ☺ RESPECTE

Ce critère, basé sur les recherches de Worster et Denny (1955) (cités dans [De Heer, 92]), est destiné à assurer un transport vertical sans sédimentation.

Dans le cas des échantillonneurs utilisés pour cette recherche, la vitesse de prélèvement est de 1 m/s, ce qui permet de prélever sans sédimentation verticale des

particules ayant des vitesses de chute inférieure ou égale à 0.1 m/s. D'après les mesures effectuée par [Chebbo, 92], 98% des solides en suspension dans les eaux pluviales unitaires et 95% des solides en suspension dans les eaux pluviales séparatives ont des vitesses de chute inférieures à 0.1m/s.

Considérons le cas du prélèvement vertical d'un échantillon de volume Vol, sur une hauteur L, avec une vitesse d'aspiration V, dans un tuyau de diamètre d. Soit C la concentration dans l'effluent des particules ayant une vitesse de chute Vc, Ci leur concentration à l'entrée du flacon de prélèvement et Cm leur concentration moyenne dans l'échantillon prélevé. Soit te le temps mis par l'eau pour atteindre le flacon de prélèvement et tc le temps mis par les particules de vitesse de chute Vc. Alors, Ci=0 pour $t \in [te ; tc]$, Ci=C pour t > tc et

$$Cm = \frac{C\left[Vol - V(tc - te)\frac{\pi d^2}{4}\right]}{Vol}.$$

D'où une erreur liée à la sédimentation verticale :

$$E = \frac{Cm - C}{C} = \frac{\left[Vol - V(tc - te)\frac{\pi d^2}{4}\right]}{Vol} - 1 = \frac{V(te - tc)}{Vol}\frac{\pi d^2}{4} = \frac{-Vc}{(V - Vc)}\frac{L\pi d^2}{4Vol}$$

A l'exutoire du bassin versant, Vol = 750 ml, L = 3 m (dénivelé vertical), V = 1 m/s et d = 12 mm, d'où E = -5 % pour Vc = 0.1 m/s ;
E = -19 % pour Vc = 0.3 m/s (vitesse de chute maximale mesurée par [Chebbo ; 1992]).

Au niveau des avaloirs et des cours, Vol = 300 ml, L = 1 m (dénivelé vertical maximal), V = 1 m/s et d = 12 mm, d'où
E = -4 % pour Vc = 0.1 m/s ;
E = -16 % pour Vc = 0.3 m/s (vitesse de chute maximale mesurée par [Chebbo ; 1992]).

La sous estimation des concentrations liée à la sédimentation des particules durant leur prélèvement verticale est faible : inférieure à 5 % pour 95% des particules.

Critère 4 : vitesse de prélèvement ≥ vitesse d'affouillement ☺ RESPECTE

Ce critère est destiné à assurer un transport horizontal sans sédimentation.

De Heer suggère un calcul de la vitesse d'affouillement à partir de l'expression de Camp, dérivée du critère de Shields de mise en mouvement des dépôts. Cette expression a été proposée par l'ASCE pour le calcul de la vitesse minimale d'autocurage des réseaux d'assainissement. Elle ne nous paraît cependant pas très adaptée au cas spécifique d'un tuyau de prélèvement, où les conditions d'écoulement sont les suivantes :

- écoulement en charge
- section de petit diamètre (D = 12 mm)
- transport de particules de diamètre d < 1 mm (Artières 87)
- concentration volumique Cv très faible

$Cv = \frac{C}{s*10^6}$ avec C (mg/l):concentration de l'effluent et s :densité des particules

A l'exutoire du bassin versant s≈ 2 (valeur moyenne pour les eaux pluviales unitaires d'après [Chebbo 92]) et C ≤ 1 g/l donc Cv ≤ 5.10^{-4}

Pour les eaux de ruissellement s≈ 2.33 (valeur moyenne pour les eaux pluviales séparatives d'après Chebbo 92) et C ≤ 1.5 g/l donc Cv ≤ $6.4.10^{-4}$

Parmi les relations permettant de déterminer la vitesse limite V_L d'écoulement horizontal sans dépôt, celles qui correspondent le mieux aux conditions d'écoulement dans le tuyau du préleveur sont l'expression de LAURSEN (citée dans Artières 87) et l'expression de YUFIN (citée dans [Raudkivi, 1976]).

- LAURSEN : $\frac{V_L}{\sqrt{2g(s-1)D}} = aCv^{1/3}$ où a=7 ± 5%, D= diamètre du tuyau (en m), Cv= concentration volumique (adimensionnelle), V_L = vitesse limite sans dépôt (m/s), s = densité des particules, g = accélération de la pesanteur (9.8 m/s^2).

  Cette relation a été établie pour les conditions expérimentales suivantes : Cv = 0.01 à 6% ; d=0.25 ; 0.58 ; 1.62 mm et D= 52 mm à 152 mm.

  D'après cette relation, la vitesse limite sans déposition pour des particules de sable de densité s=2.65 (cas extrême) dans une conduite de diamètre D = 12 mm est :

  V_L=0.35 m/s pour Cv= $5*10^{-4}$

  V_L=0.38 m/s pour Cv= $6.4*10^{-4}$

- YUFIN : $V_L = 14.23d^{0.65}D^{0.54}\exp\left\{1.36\left[1+Cv(s-1)\right]^{0.5}d^{-0.13}\right\}$ avec D= diamètre du tuyau (en m), Cv= concentration volumique (adimensionnelle), V_L = vitesse limite sans dépôt (m/s), s = densité des particules, d = diamètre des particules (m).

  Cette relation a été établie pour les conditions expérimentales suivantes : Cv = 0.0 à 30% ; d=0.25 à 7.36 mm et D= 10 mm à 455 mm.

  D'après cette relation, la vitesse limite sans déposition pour des particules de sable de densité s=2.65 dans une conduite de diamètre D = 12 mm est

  V_L=0.41 m/s pour d = 1 mm et Cv= 5×10^{-4} à 6.4×10^{-4} à

D'après les relations de Laursen et de Yufin, la vitesse de prélèvement de 1 m/s permet un transport horizontal sans sédimentation des particules présentes dans les eaux pluviales.

2.1.4. Contamination de l'échantillon lors du prélèvement

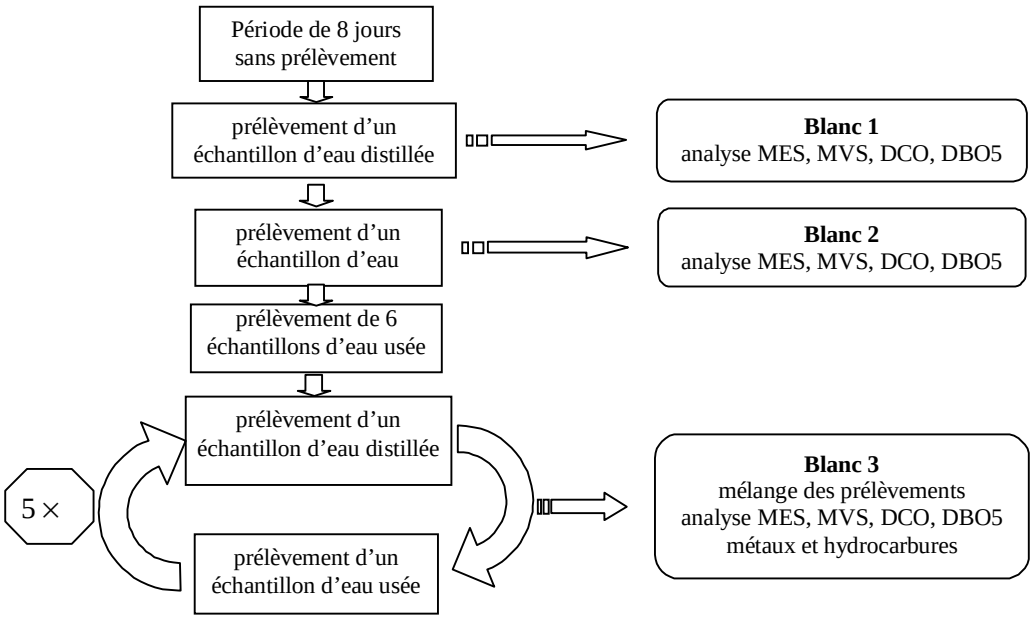
Les échantillons prélevés peuvent être contaminés

- par contact avec les matériaux du préleveur;
- par contact avec l'échantillon précédent, si le système de prélèvement n'a pas été complètement vidangé;
- par érosion de biofilms et de dépôts se formant dans le tuyau de prélèvement.

Les contaminations par les matériaux du préleveur concernent essentiellement les micropolluants. On évitera en particulier les pièces en métal ou en verre pour le prélèvement d'échantillons destinés à l'analyse des métaux et les pièces en plastique pou l'analyse des hydrocarbures.

Les risques de contamination par contact avec l'échantillon précédent et par formation de biofilm et de dépôts dans le tuyau sont fortement réduits dans le cas où le préleveur effectue un cycle de nettoyage avant et après prélèvement. Les préleveurs Bühler utilisés dans cette étude effectuent une purge à l'air comprimé en début et en fin de prélèvement. La durée de purge est réglable de façon à être adaptée à la longueur du tuyau de prélèvement.

Des « blancs » ont été effectués à la fin de l'étude sur les préleveurs de l'exutoire. L'objectif était d'évaluer l'importance de la contamination liée à un encrassement éventuel du système de prélèvement. Des échantillons d'eau distillée ont été prélevés dans les conditions normales de fonctionnement selon la procédure suivante :



Les résultats concernant les MES, MVS, DCO, DBO5 sont synthétisés dans le Tableau 13, les résultats concernant les métaux dans le

Tableau 13: contamination en MES, MVS, DCO, DBO5 des prélèvements d'eau distillée

	Blanc 1	Blanc 2	Blanc 3	Eau usée
MES mg/l	22.7	8.5	34.2	220
MVS mg/l	19.1	8.1	28.8	178
DCO mg/l	42.8	9.6	85	497
DBO5 mg/l	22.9	10	46.8	222

Tableau 14: contamination en métaux des prélèvements d'eau distillée (nd= non détecté)

	Blanc 3	Eau usée	Contamination due à l'encrassement du tuyau ou aux matériaux du préleveur
Cd µg/l	nd	0.4	-
Cu µg/l	18.5	89	6.7
Pb µg/l	8.5	22	5.6
Zn µg/l	34	221	4.3
Hc µg/l	36	725 à 3000	-

L'analyse des échantillons d'eau distillée fait apparaître une contamination de l'échantillon lors du prélèvement.

Les concentrations faibles en MES, MVS, DCO et DBO5 du blanc 2 succédant à un premier prélèvement d'eau distillée montrent que, pour ces paramètres, la contamination liée à l'encrassement du tuyau est négligeable.

Les concentrations les plus importantes sont mesurées sur le blanc 3 après un prélèvement d'eau usée, ce qui indique une contamination par contact avec l'échantillon précédent. Si l'on suppose que l'écart de concentration entre les blancs 2 et 3 est uniquement due au volume d'eau usée restant dans le tuyau après prélèvement, on peut estimer le volume d'effluent restant dans le tuyau après la purge à environ 100 ml. Considérons deux échantillons successifs E1 et E2 de concentrations réelles $\alpha 1$ et $\alpha 2$. Soit α la concentration mesurée pour le deuxième prélèvement. Du fait de la contamination par l'échantillon précédent on a : $\alpha=(\alpha 1*0.1+\alpha 2*(0.75-0.1))/0.75=\alpha 2 + (\alpha 1-\alpha 2)*0.13$. D'où une erreur sur la mesure α égale à $E= (\alpha-\alpha 2)/ \alpha 2 = 0.13 (\alpha 1-\alpha 2)/ \alpha 2$. Si l'échantillon E1 est deux fois plus concentré que E2, l'erreur est de +13%. Si E2 est deux fois plus concentré que E1, l'erreur est de –6.5%.

Le blanc 1 qui succède à une période de non-fonctionnement de l'appareil est moins chargé en matières en suspension et en matières oxydables que le blanc 3, il ne semble donc pas y avoir de croissance de film bactérien dans le tuyau pendant les périodes de repos de l'appareil.

L'analyse des concentrations métalliques dans le blanc 3 (Tableau 14) montre une contamination en cuivre, plomb et zinc, les concentrations en cadmium étant quant à elles inférieures au seuil de détection. Si l'on retient pour le volume d'effluent restant dans le tuyau après la purge la valeur de 100 ml calculée précédemment, on remarque que la contamination par contact avec l'échantillon d'eau usée précédent ne suffit pas à expliquer les concentrations métalliques du blanc et qu'il y a sans doute une contamination supplémentaire due à l'encrassement du tuyau ou aux matériaux du préleveur. Cette dernière contamination est négligeable devant les concentrations métalliques des effluents de temps de pluie, et dans le cas du cuivre et du zinc, négligeable devant la concentration des eaux de temps sec. Dans le cas du plomb, la contamination est équivalente aux concentrations des effluents nocturnes de temps sec.

La concentrations en hydrocarbures dans le blanc 3 est faible, et négligeable par rapport aux concentrations des effluents de temps sec et de temps de pluie à l'exutoire. Il ne semble pas y avoir de contamination en hydrocarbures due à l'encrassement du tuyau ou aux matériaux du préleveur.

A l'exutoire

- la contamination en matières en suspension et en matière oxydable par formation de dépôt ou croissance de biofilms dans le tuyau est négligeable sauf dans le cas d'échantillons très peu chargés tels que les effluents nocturnes de temps sec;
- il y a contamination des échantillons par contact avec l'échantillon précédent. Ce phénomène est sans conséquence pour la détermination de la concentration moyenne au cours d'un événement pluvieux. Il induit une erreur dans l'établissement des pollutogrammes en cas de variation rapide et importante des concentrations. D'après nos calcul cette erreur est généralement inférieure à ± 13 %.
- on note une contamination en cuivre, plomb et zinc imputable à l'encrassement du tuyau ou aux matériaux du préleveur. Cette contamination est négligeable sauf dans le cas de la concentration en plomb des effluents de temps sec.

Pour les cours et les avaloirs les risques de contamination de l'échantillon sont nettement moins importants du fait d'une longueur de tuyau plus faible.

2.1.5. Evaluation expérimentale de l'incertitude d'échantillonnage, par temps sec à l'exutoire du bassin versant

L'étude théorique de représentativité des échantillonnages présentée dans les paragraphes précédents fait apparaître les risques de biais suivants:

- sous estimation de la concentration moyenne dans la section, liée à un prélèvement ponctuel (cas de l'exutoire uniquement);
- sous estimation des concentrations, liée à la ségrégation des particules au niveau de la prise d'eau;
- surestimation des concentrations en particules fines et organiques, liée au phénomène de flottation;
- sous estimation des concentrations en particules minérales et lourdes, liée à la sédimentation dans le tuyau de prélèvement.

Ces sources d'erreur sont particulièrement sensibles au niveau de l'exutoire du bassin versant, du fait d'une distance de prélèvement très importante (18 m). Aussi avons nous cherché à évaluer expérimentalement l'erreur d'échantillonnage pour ce point de mesure.

Le test, effectué par temps sec, a consisté à prélever simultanément des échantillons d'eaux usées avec les deux préleveurs et manuellement avec un seau de 10 litres. Le prélèvement au seau peut être considéré comme la valeur de référence: ségrégation négligeable à l'entrée du seau, pas de modification liée au transport, section de prélèvement équivalente à la hauteur d'eau permettant une bonne approximation de la concentration moyenne dans la section. Neufs échantillons ont été prélevés et analysés en terme de concentrations de MES, MVS et DCO. Par ailleurs, les vitesses de chute ont été mesurées sur les 3 échantillons constitués en prélevant simultanément au seau et avec chacun des deux préleveurs de l'exutoire.

Pour chaque échantillon et pour chacun de ces paramètres de pollution, nous avons calculé l'erreur relative ε de la concentration obtenue avec un préleveur par rapport à la concentration mesurée dans le seau

ε = (concentration préleveur - concentration seau) / concentration seau.

Soit E la population des erreurs de prélèvement ε,

m l'estimation de la valeur moyenne de la population E, calculée sur les neuf prélèvements,

σ l'estimation de l'écart type de la population E, calculée à partir des neuf prélèvements.

Le tracé des droites de Henry permet de vérifier, pour chaque paramètre de pollution, que E est distribuée suivant une loi de Gauss. Dans ce cas, l'intervalle contenant 95% des valeurs E est $[m-t\sigma; m+t\sigma]$, où t est la valeur de la distribution de Student pour une probabilité 0.95 et un degré de liberté N-1, avec N le nombre d'observations. Dans notre cas N=9, t=2.306 et l'erreur de prélèvement à un niveau de confiance de 95% est $\varepsilon = m \pm 2.306\ \sigma$. Les valeurs numériques sont données dans le Tableau 15.

Par temps sec, les concentrations en MES et en MVS des échantillons prélevés à l'exutoire présentent un biais systématique conduisant à une surestimation des concentrations de l'ordre de 15%, auquel s'ajoute une erreur aléatoire de l'ordre de ± 35 %.

Le rapport MVS/MES n'est pas biaisé par l'échantillonnage et l'incertitude qui lui est associée est faible, de l'ordre de ± 5%.

Les concentrations en DCO ne présentent pas de biais systématique, mais leur incertitude est relativement élevée: ± 30 à ± 46%.

Tableau 15: estimation de l'incertitude de prélèvement par temps sec à l'exutoire

	Erreur E	MES	MVS	MVS/MES	DCO
Préleveur	m	0.14	0.17	0.02	0
Végamon 94	σ	0.16	0.18	0.02	0.20
monoflacon	**$\varepsilon = m \pm 2.306\ \sigma$**	**0.14 ± 0.37**	**0.17 ± 0.41**	**0.02 ± 0.05**	**0 ± 0.46**
Préleveur	m	0.15	0.16	0.0	-0.02
PP 92	σ	0.14	0.15	0.02	0.13
multiflacon	**$\varepsilon = m \pm 2.306\ \sigma$**	**0.15 ± 0.32**	**0.16 ± 0.34**	**0.0 ± 0.05**	**-0.2 ± 0.30**

Dans le cas des échantillons utilisés pour la mesure de la vitesse de chute, on note une surestimation de 15% des MES pour le préleveur multiflacon et de 35 % pour le préleveur monoflacon, par rapport à l'échantillon prélevé au seau. Ces différences de concentration s'accompagnent de différences de nature des particules: l'échantillon prélevé au seau comprend une proportion plus importante de particules à faible vitesse de chute. La comparaison des trois échantillons du point de vue de la concentration par classe de vitesses de chute (Figure 18) fait apparaître des concentrations nettement plus élevées pour les vitesses de chute supérieures à 0.04 m/s dans le cas des échantillons des préleveurs, et en particulier du monoflacon. Ceci conduit pour les échantillons des préleveur, à un pourcentage de la masse totale plus important que dans l'échantillon du seau pour les

vitesses de chute élevées (v > 0.004 cm / s), et à un pourcentage nettement plus faible pour les faibles vitesses de chute (v < 0.0004 cm / s).

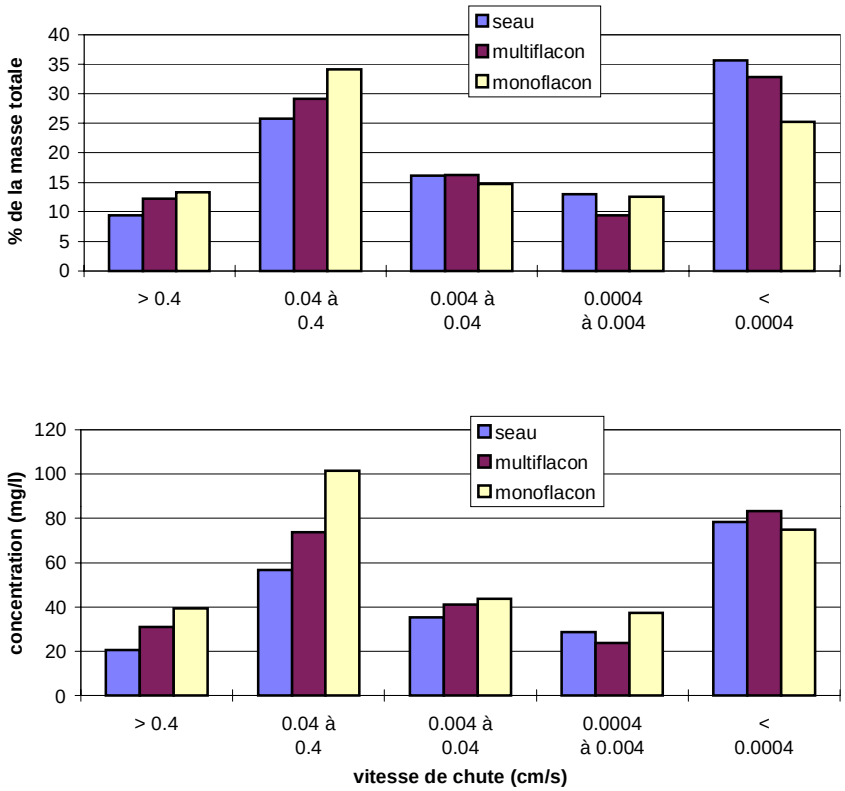


Figure 18: répartition des MES par classes de vitesses de chute

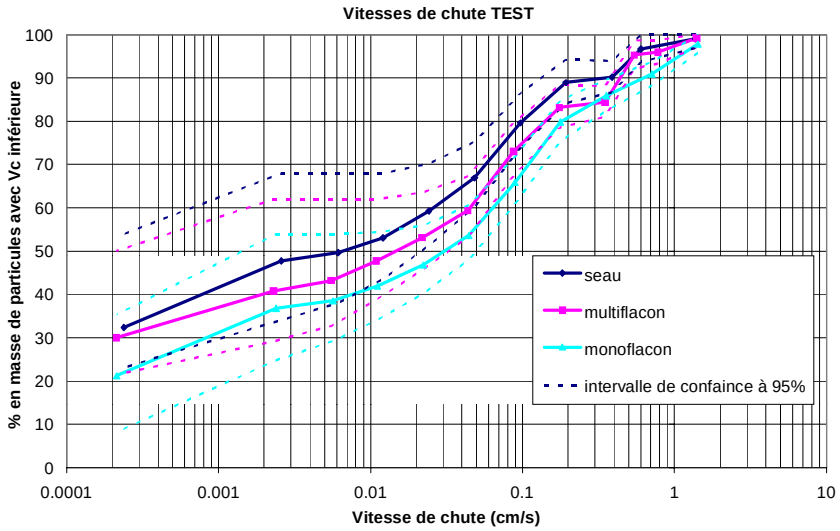


Figure 19: distribution des vitesses de chute

Les déciles mesurés sur les échantillons des préleveurs sont supérieurs à ceux mesurés sur l'échantillon du seau. Cet écart n'est pas significatif par rapport à l'incertitude de mesure dans le cas du préleveur multiflacon mais paraît supérieur à l'incertitude de mesure dans le cas du préleveur monoflacon (Figure 19).

Contrairement à ce que laissait supposer l'évaluation théorique du système de prélèvement, on observe une surestimation des concentrations en particules dans les échantillons prélevés par temps sec à l'exutoire du bassin versant. Par ailleurs, les échantillons prélevés avec les préleveurs automatiques présentent des vitesse de chute plus élevées.

Ce phénomène n'a pas pu être expliqué.

2.2. Incertitude liée à la conservation de l'échantillon

Les délais et les conditions de conservation des échantillons avant analyse ont une influence cruciale sur la qualité des résultats. Divers auteurs ont mis en évidence des modifications physico-chimique des échantillons au cours de leur conservation et souligné la nécessité d'effectuer les analyses dans les plus brefs délais.

2.2.1. Cas des analyses de MES, DCO et DBO5

Une étude réalisée par le LROP [Grange et al. ; 88] sur des échantillons prélevés en entrée et en sortie de STEP, ont permis de comparer les concentration en MES, DCO, DBO5 :

à l'arrivée des échantillons

après en stockage à 4°C pendant 24h, 48h et 8 jours

après congélation à –20°C pendant 8 jours et 30 jours

Pour les MES des écarts importants apparaissent dès après 24h de conservation (fluctuations de –60% à +50%). La congélation des échantillons induit une augmentation de MES dont l'ampleur est variable mais peut atteindre + 130% dans le cas d'échantillons bruts et + 800 % dans le cas d'échantillons traités.

Pour le DCO et la DBO5 on note une faible diminution des concentrations après un stockage de 48h à 4°C. Cette diminution devient très nette après 8 jours. La congélation ne semble pas influer sur la DCO mais induit une diminution sensible de la DBO5.

Le LROP recommande de ce fait d'effectuer l'ensemble des analyses dans un délais de 24 h pour les MES (analyse immédiate recommandée) et de 48 h pour la DCO et la DBO5, les échantillons étant conservés à 4°C. Ces durées sont comparables à celles recommandée par Rodier et nettement inférieures à celles recommandées par [Clesceri et al., 89] (Tableau 16).

2.2.2. Cas des analyses de métaux et d'hydrocarbures

Les échantillons destinés à l'analyse des métaux et des hydrocarbures peuvent être conservés pendant des périodes assez longues (voir Tableau 16) s'ils ont été préalablement acidifiés à pH<2 et s'ils sont stockés à l'obscurité, à 4°C. Par ailleurs il faudra veiller à ce qu'il n'y ait pas de modification de l'échantillon liée au flacon dans lequel ils sont conservés :

- pour les hydrocarbures, les échantillons seront conservés dans des flacons en verre, préalablement nettoyés à l'acide sulfochromique ;
- pour les métaux, les échantillons seront conservés dans des flacons en polyéthylène préalablement nettoyés à l'acide.

Par ailleurs la séparation des fractions dissoutes et particulaires est à réaliser avant stockage des échantillons dans le plus bref délai (même condition que pour les MES).

Tableau 16 : délai maximal de conservation des échantillons avant analyse

	[Grange et al. ; 88]	[Rodier ; 96]	[Clesceri et al. ; 89]
MES	24 h	6 h	7 jours
DCO	48 h	24 h après acidification à pH<2	7 jours après acidification à pH<2 sinon dès que possible
DBO5	48 h	24 h	6 jours
métaux		2 mois acidification pH<1.5	6 mois filtration immédiate pour les métaux dissous acidification pH<2
hydrocarbures			28 jours acidification à pH<2

2.2.3. Cas des vitesses de chute

L'impact de la durée et du mode de conservation des échantillons destinés à la mesure de la vitesse de chute a été évalué par [Lucas; 98]. Trois modes de conservation ont été testés: température ambiante (14°C), réfrigération à 4°C, congélation à -18°C. Les mesures ont été réalisée pour des durées de conservation après échantillonnage de 0 à 5h (valeur de référence), 1, 2, 3 ,4...jours.

Les résultats montrent

- lorsque l'échantillon est conservé à température ambiante ou réfrigéré à 4°C: une augmentation des vitesses de chute, pouvant atteindre un facteur 2.8, apparait dès 24 heures de conservation. Les écarts les plus importants sont observés pour les faibles déciles.
- lorsque l'échantillon est congelé: une augmentation très forte (d'un facteur 2 à 19) des vitesses de chute.

Dans le cadre de cette recherche, les mesures de MES ont été effectuées immédiatement après collecte des échantillons, le délai entre la fin de la pluie et la mesure étant toujours inférieur à 24 h. Les vitesses de chute ont été mesurées immédiatement après collecte des échantillons, et dans un délai maximal de 12 heures après la fin de la pluie. Les mesures de DCO et de DBO5 ont été réalisées dans un délai maximal de 48 h après la fin de la pluie, la séparation des phases dissoutes ayant été effectuée en même temps que la mesure de MES. Les échantillons étaient conservés à l'obscurité et placés à 4°C après collecte. La durée entre la fin de la pluie et la collecte était en général de quelques heures et dans tous les cas inférieure à 18 heures. Les délais de conservation ayant été réduits au minimum, nous pouvons négliger les incertitudes liées à la conservation des échantillons.

2.3. Incertitudes d'analyse

2.3.1. Incertitude d'analyse des MES, MVS, DCO et DBO5

Les incertitudes liées à l'homogénéisation des échantillons et à leur analyse ont été évaluées par des tests de répétabilité. Deux types de tests ont été effectués:

- TEST 1: test de répétabilité des analyses:
  prélèvement d'un échantillon de 1 litre d'eaux usées et analyse de cet échantillon en N répliquas.
  Il s'agit d'évaluer l'erreur d'analyse pour un échantillon provenant d'un préleveur multiflacons

- TEST 2: test de répétabilité de l'homogénéisation d'un grand volume d'échantillon et d'analyse:
  prélèvement d'un échantillon moyen d'eaux usées de 60 litre, homogénéisation et prélèvement de N sous échantillons de 1 litre, analyse de chaque sous échantillon.
  Il s'agit d'évaluer l'erreur commise pour l'analyse d'un échantillon moyen de grand volume provenant d'un préleveur monoflacon.

Le tableau donne le nombre de tests de répétabilité effectués pour chaque paramètre de pollution et le nombre de réplicas pour chaque test.

Tableau 17: nombre de tests de répétabilité pour chaque paramètre de pollution

	TEST 1		TEST 2	
	Nombre de tests	Nombre de répliquas	Nombre de tests	Nombre de répliquas
MES	3	11; 22; 12	1	15
MVS	3	11; 22; 12	1	15
MVS / MES	3	11; 22; 12	1	15
DCO totale	2	30; 25	1	15
DBO5 totale	1	10	1	15
DCO dissoute	1	10	1	15
DBO5 dissoute	∅	∅	1	15
% DCO particulaire	∅	∅	1	15
% DBO5 particulaire	∅	∅	1	15

Le tracé des droites de Henry nous a permis de vérifier, pour chaque test de répétabilité, que la population des résultats d'analyse est distribuée suivant une loi de Gauss.

Si la population des résultats d'analyse suit une loi de Gauss, de moyenne Cμ et d'écart type Σ, alors 95 % des résultats d'analyse sont compris dans l'intervalle [Cμ - 1.96 Σ; Cμ + 1.96 Σ]

Soit Cm la moyenne des concentrations mesurées sur les N répliquas d'un test de répétabilité. Cm est une estimation de la concentration réelle Cμ de l'échantillon.

Soit σ l'écart type calculé sur les N répliquas, σ est un estimateur de l'écart type Σ de la population des répliquas.

L'intervalle contenant 95 % des résultats d'analyse peut alors être estimé par [Cm - tσ; Cm + tσ], où t est la valeur de la distribution de Student pour un degré de liberté N-1 et une probabilité 0.95. Pour chaque test de répétabilité nous pouvons donc calculer une incertitude d'analyse E, dont la valeur au seuil de confiance de 95 % est donnée par : $E = \pm t\sigma / Cm$.

Tableau 18: Incertitudes d'analyse, au seuil de confiance de 95 %

	TEST 1				TEST 2			
	t	σ	Cm	**E**	t	σ	Cm	**E**
MES	2.228	4.5	169	**± 6 %**	2.145	7.08	235	**± 6.5 %**
	2.08	2.15	201	**± 2 %**				
	2.201	1.82	200	**± 2 %**				
MVS	2.228	3.1	119	**± 6 %**	2.145	6.86	200	**± 7.3 %**
	2.08	1.91	151	**± 3 %**				
	2.201	2.24	156	**± 3 %**				
MES / MVS	2.228	0.15	0.7	**± 5 %**	2.145	0.01	0.85	**± 2.5 %**
	2.08	0.09	0.75	**± 2.5 %**				
	2.201	0.09	0.78	**± 2.5 %**				
DCO totale	2.045	14.2	558	**± 5 %**	2.145	15.3	576	**± 6 %**
	2.064	5.4	477	**± 2 %**				
DBO5 totale	2.262	3.29	188	**± 4 %**	2.145	4.81	254	**± 4 %**
DCO dissout	2.262	0.81	28.4	**± 6 %**	2.145	4.85	183	**± 6 %**
DBO5 dissout					2.145	4.04	89	**± 10 %**
DCOp / DCO						0.013	0.68	**± 4 %**
DBO5p / DBO5						0.020	0.65	**± 7 %**
DCOp / MES						0.08	1.67	**± 10 %**
DBO5p / MES						0.029	0.7	**± 9 %**

D'après ces tests de répétabilité, l'incertitude d'analyse sur les paramètres globaux au niveau de confiance de 95 % est inférieure ou égale à ± 6 %. Si l'on tient compte de l'erreur liée à l'homogénéisation d'un grand volume d'échantillon, l'incertitude augmente légèrement mais reste dans tous les cas inférieure à ± 10%.

2.3.2. Incertitude d'analyse des métaux et des hydrocarbures

2.3.2.1. Incertitude d'analyse des métaux

L'incertitude d'analyse des métaux a été évaluée par S. Garnaud dans le cadre de sa thèse (en cours de préparation), à partir de plusieurs tests de répétabilité. Nous ne détaillerons pas ici la procédure suivie, qui sera présentée par ailleurs, mais nous contenterons de citer en Tableau 19 les valeurs retenues par S. Garnaud pour l'incertitude d'analyse au seuil de confiance de 95%. Notons que l'incertitude diminue si la concentration du métal augmente.

Tableau 19 : incertitude au seuil de 95% sur l'analyse des métaux totaux et dissous

	Incertitude sur la concentration dissoute	Incertitude sur la concentration totale
Cadmium	± 11%	± 40% si [Cd] < 1.6 µg/l ± 12% si 1.6 < [Cd] < 5 µg/l ± 4% si [Cd] > 5 µg/l
Cuivre	± 7%	± 46% si [Cu] < 70 µg/l ± 11% si 70 < [Cu] < 300 µg/l ± 3% si [Cu] > 300 µg/l
Plomb	± 49% si [Pbd] < 10 µg/l ± 23% si [Pbd] > 10 µg/l	± 23% si [Pb] < 500 µg/l ± 7% si [Pb] > 500 µg/l
Zinc	± 10%	± 16% si [Zn] < 6000 µg/l ± 4% si [Zn] > 6000 µg/l

2.3.2.2. Incertitude d'analyse des hydrocarbures

Une évaluation précise des incertitudes associées à l'analyse des hydrocarbures est en cours dans le cadre de la thèse de A. Gonzalez. Un premier test de répétabilité basé sur trois répliquas fournit un ordre de grandeur approximatif de l'incertitude de ± 30%.

2.3.3. Incertitude de mesure des vitesses de chute

L'incertitude sur la mesure des vitesses de chute a été évaluée par [Lucas; 98] lors de la mise au point du protocole de mesure. Trois tests de reproductibilité de la mesure ont été effectués. Au cours de ces tests 4 à 8 répliquas des mesures de vitesse de chute ont été réalisés par deux expérimentateurs différents, sur deux colonnes de décantation différentes.

Les résultats ont été exprimés de deux manières :

- incertitude sur les valeurs des déciles Vx. Rappelons que le décile Vx correspond à la vitesse de chute non atteinte par x% de la masse des particules

- incertitude sur le pourcentage x des solides (en masse), ayant une vitesse de chute inférieure à Vx.

Si l'on suppose que la valeur mesurée d'un décile Vx (respectivement d'un pourcentage de masse x) suit une loi de Gauss, alors l'incertitude au seuil de 95% sur une mesure de Vx (respectivement x) peut être estimée par: $E95 = \pm t\,\sigma / moy$

ou σ est l'écart type des valeurs Vx (respectivement x) pour les N répliquas de mesure

moy est la moyenne de Vx (respectivement x) sur les N répliquas

t est la valeur du Student pour une fréquence de 0.95 et un degré de liberté de (N-1).

L'incertitude sur la détermination des déciles est élevée et parait augmenter vers les déciles les plus faibles. Nous considèrerons par la suite une incertitude de ± 50 % sur les déciles supérieurs à V40 et de ± 80 % sur les déciles inférieurs à V40.

La Figure 20 montre l'incertitude sur le pourcentage de masse x en fonction de la valeur de la vitesse de chute, pour les trois tests. On voit que cette incertitude est d'autant plus grande que les vitesses de chute considérées sont faibles. Par ailleurs le test n°2 donne des résultats très différents de ceux obtenus dans les tests 1 et 3. Par la suite nous considèrerons une incertitude sur x au seuil de confiance de 95% de : $Ex95 = \pm 2.52\ Vx^{-0.49}$ (%) pour $Vx \geq 0.004$ cm / s (cette fonction a été ajustée sur les résultats des tests 1 et 3, voir Figure 20) et Ex95 = 40% pour $Vx < 0.004$ cm / s.

Notons que les tests de reproductibilité effectués avec d'autres protocoles de mesures de la vitesse de chute ont conduit à des erreurs du même ordre de grandeur.

Tableau 20: évaluation de l'incertitude sur la mesure des vitesses de chute (d'après [Lucas; 98])

	TEST 1		TEST 2		TEST 3	
Nombre de répliquas	4		8		5	
Concentration initiale	72 mg / l ± 3%		121 mg / l ± 11%		283 mg / l ± 3%	
	σ / moy	E95	σ / moy	E95	σ / moy	E95
V30	-	-	35.6%	±84%		
V40	-	-	30.5%	±72%	10.6%	±29%
V50	14.1%	±45%	25.1%	±59%	12.4%	±34%
V80	19.7%	±63%	18.8%	±44%	5.7%	±16%
% < 0.004 cm / s	15.5%	±49%	29.5%	±70%	13%	±36%
% < 0.04 cm / s	3.3%	±10%	13.3%	±31%	4.4%	±12%
% < 0.4 cm / s	1.9%	±6%	3.6%	±9%	2.5%	±7%

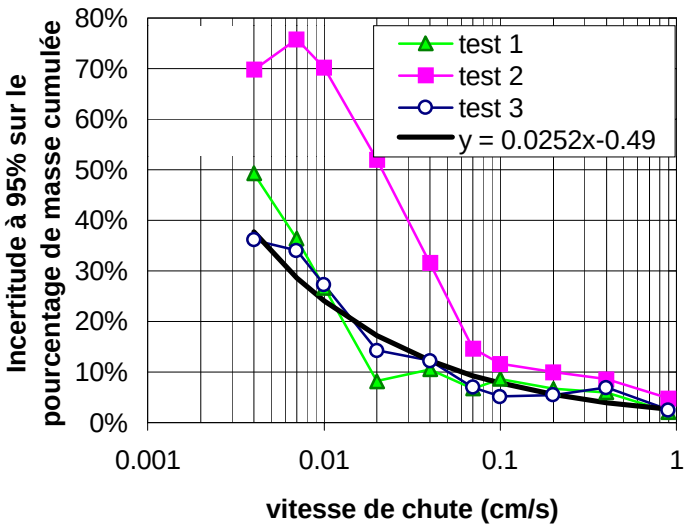


Figure 20: incertitude sur le pourcentage de la masse x ayant une vitesse de chute inférieure à Vx, en fonction de la valeur de la vitesse de chute

2.4. Valeurs retenues pour l'incertitude sur les concentrations des prélèvements ponctuels

2.4.1. Concentrations ponctuelles mesurées à l'exutoire par temps sec et par temps de pluie

Pour les matières en suspension et pour la matière oxydable, nous retiendrons les erreurs estimées par comparaison avec des prélèvements au seau. Elles prennent en compte l'incertitude liée au profil de concentration dans la section de mesure, l'incertitude de prélèvement et l'incertitude d'analyse. Ces erreurs n'ayant pas pu être évaluées par temps de pluie nous les supposerons identiques à celles mesurées par temps sec. L'erreur sur la mesure de DBO5 totale sera supposée égale à celle sur la mesure de DCO totale. Faute de données sur l'importance des incertitudes de prélèvement pour les métaux et les hydrocarbures, nous considérerons pour ces paramètres une incertitude de prélèvement identique à l'incertitude déterminée pour les MES, à laquelle nous ajouterons l'incertitude d'analyse[7].

En ce qui concerne les concentrations en polluants dissous nous pouvons supposer qu'elles ne sont pas affectées par les erreurs de prélèvement (répartition homogène dans la section de mesure, pas de ségrégation au niveau de la prise d'eau, pas de modification au cours du transport). Les seules erreurs prises en compte pour les concentrations dissoutes seront donc les erreurs d'analyse.

Tableau 21: erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations ponctuelles mesurées à l'exutoire, au seuil de confiance de 95%

MES, MVS	DCO	DBO5	Hc
0.15 ± 0.40	0 ± 0.40	0 ± 0.40	0.15± 0.50

[7] Méthode retenue pour sommer les incertitudes dues aux différents types d'erreurs : on suppose que les erreurs sont indépendantes les unes des autres et gaussiennes. Dans ce cas, l'erreur globale est gaussienne, sa moyenne est égale à la somme des moyennes des différentes erreurs et sa variance à la somme des variance.
Soit une erreur E1, normale, de moyenne m1 et d'écart type $\sigma 1$. Au seuil de confiance de 95%, $E1_{95}=m1\pm1.96\sigma1=m1\pm\alpha1$. Soit une erreur E2, normale, de moyenne m2 et d'écart type $\sigma 2$. Au seuil de confiance de 95%, $E1_{95}=m2\pm1.96\sigma2=m2\pm\alpha2$. Si E1 et E2 sont indépendante, l'erreur globale au seuil de confiance de 95% est $E_{95} = (m_1 + m_2) \pm 1.96\sqrt{\left(\sigma_1^2 + \sigma_2^2\right)} = (m_1 + m_2) \pm \sqrt{\left(\alpha_1^2 + \alpha_2^2\right)}$.

Tableau 22: estimation de l'erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations métalliques totales mesurées ponctuellement à l'exutoire, au seuil de confiance de 95%

cadmium	cuivre	plomb	zinc
0.15 ± 0.56 si <1.6µg/l 0.15 ± 0.42 si 1.6 à 5 µg/l 0.15 ± 0.40 si >5µg/l	0.15 ± 0.61 si <70µg/l 0.15 ± 0.41 si 70 à 300 µg/l 0.15 ± 0.40 si >300µg/l	0.15 ± 0.46 si <500µg/l 0.15 ± 0.41 si >500µg/l	0.15 ± 0.41 si < 6000 µg/l 0.15 ± 0.40 si > 6000 µg/l

Tableau 23: estimation de l'erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations dissoutes mesurées ponctuellement à l'exutoire, au seuil de confiance de 95%

DCO dissoute	DBO5 dissoute	Cadmium dissous	Cuivre dissous	Plomb dissous	Zinc dissous	Hydrocarbures dissous
0 ± 0.06	0 ± 0.10	0 ± 0.41	0 ± 0.41	0 ± 0.63 si <10µg/l 0 ± 0.46 si >10µg/l	0 ± 0.41	

2.4.2. Concentrations mesurées sur les eaux de ruissellement des toitures, cours, chaussées

Les conditions de prélèvement au niveau des toitures, cours et avaloirs sont favorables à une bonne représentativité de l'échantillon. Pour ces sites, nous supposerons donc que l'erreur d'échantillonnage est négligeable, et seule l'erreur d'analyse sera prise en compte.

Tableau 24 : erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel, au seuil de confiance de 95%, sur les concentrations des eaux de ruissellement

MES, MVS	MVS/MES	DCO totale	DBO5 totale	DCO dissoute	DBO5 dissoute	Hydrocarbures
0 ± 0.06	0 ± 0.05	0 ± 0.05	0 ± 0.04	0 ± 0.06	0 ± 0.10	0 ± 0.30

Notons que pour certains échantillons présentant des concentrations en DBO5 extrêmement faibles (≤ 5 mg/l), l'incertitude d'analyse peut être nettement plus élevée.

Tableau 25 : erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel, au seuil de confiance de 95%, sur les concentrations métalliques des eaux de ruissellement

	Métaux dissous	Métaux totaux
Cadmium	0 ± 0.11	0 ± 0.4 si [Cd] < 1.6 µg/l 0 ± 0.12 si 1.6 < [Cd] < 5 µg/l 0 ± 0.04 si [Cd] > 5 µg/l
Cuivre	0 ± 0.07	0 ± 0.46 si [Cu] < 70 µg/l 0 ± 0.11 si 70 < [Cu] < 300 µg/l 0 ± 0.03 si [Cu] > 300 µg/l
Plomb	0 ± 0.49 si [Pbd] < 10 µg/l 0 ± 0.23 si [Pbd] > 10 µg/l	0 ± 0.23 si [Pb] < 500 µg/l 0 ± 0.07 si [Pb] > 500 µg/l
Zinc	0 ± 0.1	0 ± 0.16 si [Zn] < 6000 µg/l 0 ± 0.04 si [Zn] > 6000 µg/l

2.4.3. Incertitude sur la mesure des vitesses de chute

Les mesures de vitesses de chute seront effectuées sur des échantillons moyens prélevés à l'exutoire et au niveau des différentes chaussées expérimentales.

Dans le cas des échantillons de ruissellement de chaussée, nous pouvons considérer que l'incertitude sur la vitesse de chute due au système de prélèvement est négligeable devant l'incertitude liée au protocole de mesure. Dans le cas des échantillons de l'exutoire, les tests de prélèvement au seau semblent montrer une modification de la répartition des vitesses de chute de l'échantillon due au système de prélèvement, l'erreur n'est cependant pas significativement supérieure à l'incertitude d'analyse au seuil de 95%.

C'est pourquoi, nous retiendrons dans le cas des vitesse de chute uniquement l'incertitude d'analyse. L'incertitude sur le pourcentage x de masse ayant une vitesse de chute inférieure à Vx (cm / s) correspond, au seuil de 95%, à $Ex\ (\%) = \pm\ 2.52\ Vx^{-0.49}$ pour $Vx \geq 0.004$ cm / s.

3. INCERTITUDE SUR LA CONCENTRATION MOYENNE AU COURS D'UN EVENEMENT

3.1. Introduction

La concentration moyenne Cm au cours d'un événement est définie par $Cm = \frac{Mtot}{Vtot}$, où Mtot est la masse totale de polluant transférée au cours de l'événement et Vtot le volume total transféré au cours de l'événement. Cette concentration est celle que l'on mesurerait sur l'échantillon constitué en dérivant un pourcentage constant en continu, tout au long de l'événement.

Dans la pratique, il est rarement possible de prélever un pourcentage constant du flot en continu, et l'on a recourt à un échantillonnage discret de l'effluent.

La représentativité de cet échantillonnage va dépendre

- de la procédure d'échantillonnage au cours de l'événement
- de la précision avec laquelle est défini le début et la fin de l'événement
- de l'erreur de prélèvement et d'analyse définie au 2

3.2. Incertitude sur la concentration moyenne liée à la procédure d'échantillonnage

3.2.1. Représentativité de différentes procédures d'échantillonnage

Deux techniques d'échantillonnage sont utilisées dans la pratique

- l'échantillonnage à pas de temps constant
- l'échantillonnage à pas de volume constant

3.2.1.1. Echantillonnage à pas de temps constant

Dans le cas d'un échantillonnage à pas de temps constant, le pollutogramme C(t) est assimilé à une fonction constante par morceaux sur des pas de temps Δt, telle que $C(t) = Ci$ pour $t \in [(i-1)\,\Delta t ; i\,\Delta t]$. Cette approximation est d'autant plus proche de la réalité que le pas de temps Δt est faible. Soit Vi le volume d'effluent écoulé durant $[(i-1)\,\Delta t ; i\,\Delta t]$.

La concentration moyenne au cours de l'événement s'exprime $Cm = \frac{\sum_{i=1}^{N} CiVi}{\sum_{i=1}^{N} Vi}$.

Différentes solutions sont envisageables pour déterminer expérimentalement Cm.

Cas 1 Prélèvement d'un échantillon de volume V à chaque pas de temps Δt.
Mélange des N échantillons et analyse de l'échantillon moyen.
La concentration mesurée est $Ce=\Sigma Ci / N$.
Dans le cas où Q(t) varie très peu au cours de l'événement, les volumes Vi sont relativement constants et $Ce \approx Cm$. Par temps de pluie cependant Q(t) varie dans une large gamme et Ce ne fournit pas une bonne estimation de la concentration moyenne.

Cette méthode ne permet pas d'évaluer Cm lorsque les débits sont très variables. C'est cependant la seule approximation possible de Cm lorsqu'on ne dispose d'aucune information débitmétrique.

Cas 2 Prélèvement d'un échantillon de volume V à chaque pas de temps Δt et analyse des N échantillons.
Calcul des volumes Vi a posteriori, à partir des enregistrements débitmétriques.
Calcul de Cm.

L'inconvénient de cette procédure est le grand nombre d'analyses nécessaires pour une bonne estimation de Cm.

Cas 3 Prélèvement d'un échantillon de volume V à chaque pas de temps Δt.
Calcul des volumes Vi à postériorité, à partir des enregistrements débitmétriques.
Constitution d'un échantillon moyen en prélevant dans chaque échantillon individuel une fraction de volume $Ve=\alpha Vi$.
La concentration de l'échantillon moyen est $Ce = \frac{\sum_{i=1}^{N} CiVe}{\sum_{i=1}^{N} Ve} = \frac{\sum_{i=1}^{N} CiVi}{\sum_{i=1}^{N} Vi} = Cm$.

Cette méthode suppose l'exploitation préalable des données débitmétriques et augmente de ce fait la durée de stockage des échantillons avant analyse.

Cas 4 Constitution d'un échantillon moyen en prélevant un échantillon de volume $Ve=\alpha Vi$ tous les pas de temps Δt.
La concentration de cet échantillon moyen est Ce=Cm comme dans le cas précédent.

Cette méthode nécessite un débitmètre effectuant en temps réel le calcul des volumes d'écoulement ainsi qu'un appareil de prélèvement permettant l'échantillonnage de volumes variables (ce qui n'est pas le cas des préleveurs munis d'une pompe à vide).

Cas 5 Constitution d'un échantillon moyen en prélevant un échantillon de volume $Ve=\alpha Qi$ tous les pas de temps Δt, où Qi est le débit mesuré au moment du prélèvement.

Analyse de l'échantillon moyen dont la concentration est

$$Ce = \frac{\sum_{i=1}^{N} CiVe}{\sum_{i=1}^{N} Ve} = \frac{\sum_{i=1}^{N} CiQi}{\sum_{i=1}^{N} Qi}$$

Si l'on suppose de plus que le débit Q(t) peut être approximé par une fonction continue par morceau sur les pas de temps Δt, telle que Q(t) = Qi pour t ∈ [(i-1) Δt ; i Δt], alors Qi=Vi / Δt et Ce=Cm.

Cette méthode nécessite une mesure du débit sans calcul des volumes ainsi qu'un appareil de prélèvement permettant l'échantillonnage de volumes variables (ce qui n'est pas le cas des préleveurs munis d'une pompe à vide). Elle suppose toutefois de faire une hypothèse sur l'allure de la courbe de débit et est de ce fait moins précise que la précédente.

3.2.1.2. Echantillonnage à pas de volume constant

Dans le cas d'un échantillonnage à pas de volume constant, le pollutogramme C(t) est assimilé à une fonction constante par morceaux sur des pas de temps Δti correspondant à des volumes écoulés ΔV constants.

Donc C(V)=Ci pour V ∈ [(i-1) ΔV ; i ΔV] et C(t)=Ci pour t ∈ [t_{i-1}; ti] avec $\int_{t_{i-1}}^{t_i} Q(t)dt = \Delta V$.

Cette hypothèse conduit à une description du pollutogramme d'autant plus fine que le débit est élevé. Le pollutogramme approximé est d'autant plus proche de la réalité que le pas de volume ΔV choisi est faible et que le débit d'écoulement élevé.

Soit Vi le volume d'effluent écoulé durant [(i-1) Δt ; i Δt]. La concentration moyenne au cours de l'événement s'exprime $Cm = \frac{\sum_{i=1}^{N} Ci\Delta V}{\sum_{i=1}^{N} \Delta V} = \frac{\sum_{i=1}^{N} Ci}{N}$.

Cm peut être évalué directement sur l'échantillon moyen constitué en prélevant un échantillon de volume Ve constant tous les pas de volume ΔV.

Cette méthode fournit directement un échantillon moyen représentatif de la concentration moyenne, d'où un nombre d'analyses réduit et une durée de stockage avant analyse minimale. Elle nécessite un équipement débitmétrique effectuant le calcul en temps réel des volumes écoulés.

3.2.2. Incertitudes liées aux procédures d'échantillonnage utilisées dans le cadre de la thèse

3.2.2.1. Exutoire temps de pluie et avaloirs

A l'exutoire du bassin versant et pour les eaux de ruissellement de chaussée, la concentration moyenne au cours d'un événement pluvieux est déterminée par échantillonnage à pas de volume constant.

Le pas de volume utilisé est :

ΔV = 112 ou 180 m3 (suivant la période d'échantillonnage) à l'exutoire ;

ΔV = 60 ou 80 litres pour les rues Duval, Roi de Sicile, Rosiers et Marché des Blancs Manteaux ;

ΔV = 400 ou 600 litres pour les rues St Antoine et Turenne.

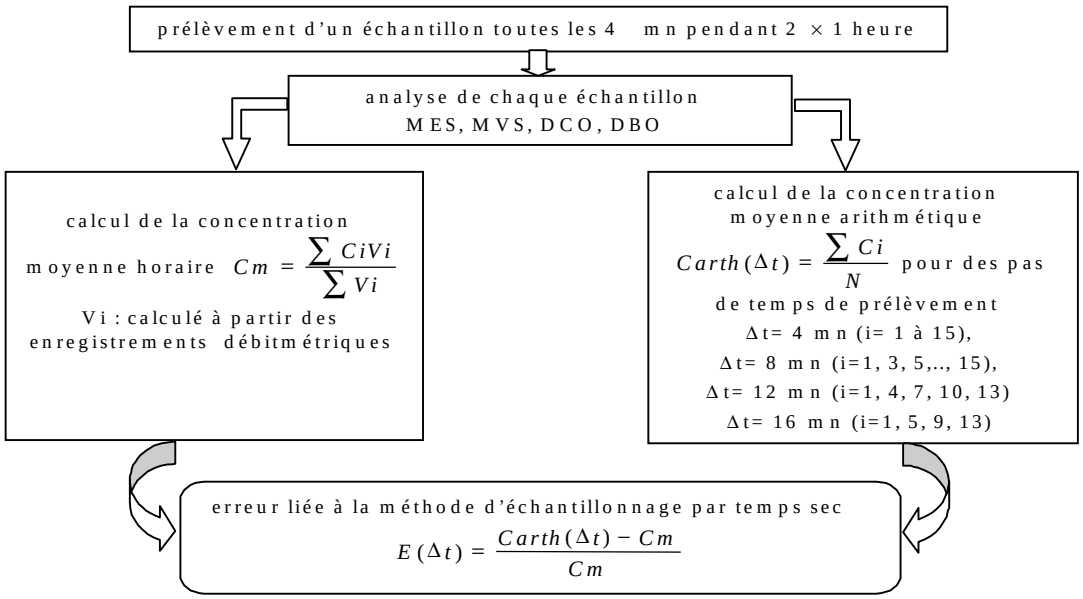
Ces pas de volume correspondent à des hauteurs d'eau ruisselée ΔH = 0.2 à 0.4 mm.

3.2.2.2. Exutoire temps sec

- Cas des paramètres MES, MVS, DCO et DBO5

L'échantillonnage à pas de volume constant n'a pas pu être appliqué dans le cas de l'étude des eaux de temps sec, du fait de l'absence de mesures de débit pour des hauteurs d'eau inférieures à 23 cm. Les échantillons « moyens » horaires ont été constitués en prélevant 10 échantillons de volume fixe 260 ml à pas de temps fixe de 6 mn.

L'erreur induite par cette méthode d'échantillonnage a été évaluée au moyen du test suivant



Les prélèvements ont été effectués :

- Le 07/06/96, entre 13h38 et 15h38, pour des débits variant de 107 à 121 l/s au cours de la première heure (moyenne = 114 l/s) et de 111 à 128 l/s au cours de la deuxième heure (moyenne = 118 l/s) ;
- Le 09/09/98, entre 7h00 et 9h00, , pour des débits variant de 57 à 106 l/s au cours de la première heure (moyenne = 81 l/s) et de 67 à 115 l/s au cours de la deuxième heure (moyenne = 103 l/s).

Les résultats sont donnés dans le Tableau 26.

Tableau 26: erreur sur la mesure de la concentration moyenne horaire par temps sec

		MES	MVS	DCO	DBO5
7 :00 à 8 :00	Cm	106.5	89.4	183.0	68.1
	E (Δt=4 mn)	- 1%	-1 %	- 1%	- 1%
	E (Δt=8 mn)	3 %	3 %	-9 %	2 %
	E (Δt=12 mn)	-1 %	-2 %	4 %	3 %
	E (Δt=16 mn)	1 %	2 %	4 %	4 %
8 :00 à 9 :00	Cm	164.2	137.1	295.1	106.8
	E (Δt=4 mn)	1%	1%	2 %	2 %
	E (Δt=8 mn)	-1 %	0 %	2 %	2 %
	E (Δt=12 mn)	6 %	6 %	4 %	2 %
	E (Δt=16 mn)	-3 %	- 2 %	0 %	0 %
13 :38 à 14 :38	Cm	157.7	132.7	396.9	188.6
	E (Δt=4 mn)	- 1 %	0 %	0 %	0 %
	E (Δt=8 mn)	- 1 %	- 1 %	- 8 %	0 %
	E (Δt=12 mn)	- 5 %	- 6 %	- 3 %	- 3 %
	E (Δt=16 mn)	- 9 %	- 9 %	- 4 %	- 3 %
14 :38 à 15 :38	Cm	172.1	143.1	396.9	185.3
	E (Δt=4 mn)	0 %	0 %	0 %	1 %
	E (Δt=8 mn)	- 3 %	- 2 %	- 2 %	-4 %
	E (Δt=12 mn)	- 4 %	- 3 %	- 3 %	- 5 %
	E (Δt=16 mn)	- 5 %	- 3 %	- 3 %	- 6 %

Dans le cas où Carth (moyenne arithmétique des concentrations) est calculé à partir d'un prélèvement à pas de temps de 4 mn, l'erreur par rapport à Cm est négligeable, y compris pour la plage horaire 7h-9h, où les variations de débit sont assez importantes. L'augmentation du pas de temps de prélèvement à Δt= 8, 12 et 16 mn conduit à une erreur croissante sur la concentration moyenne horaire, pouvant atteindre 9%.

Dans la mesure où le débit de temps sec varie relativement peu sur une plage d'une heure, l'échantillon moyen constitué à partir de prélèvements à pas de temps fixe fournit une bonne estimation de la concentration moyenne horaire. Ceci est confirmé par les résultats d'un test effectué en début d'après midi, lorsque les débits sont stables, mais également par un test effectué en début de matinée au moment où la variation des débits de temps sec est la plus importante.

- Cas des métaux et des hydrocarbures

Dans le cas des métaux et des hydrocarbures, la lourdeur des analyses nous a obligés à regrouper plusieurs échantillons moyens horaires de façon à réduire le nombre de mesures. Trois échantillons par jour ont ainsi été constitués, par prélèvements à pas de temps constant, couvrant les plages horaires 1h-8h, 8h-16h et 16h-1h.

L'erreur induite par cette méthode d'échantillonnage à pas de temps fixe a été évaluée à partir du test suivant, réalisé pour les MES (ce paramètre a été retenu car les analyses sont beaucoup moins lourdes que celles des micropolluants), pour 7 jours de temps sec et pour les trois plages horaires 1h-8h, 8h-16h et 16h-1h . Les résultats sont synthétisés en Tableau 27. Nous supposerons que les erreurs induites sur les concentration en MES sont extrapolables aux concentrations en métaux et hydrocarbures.

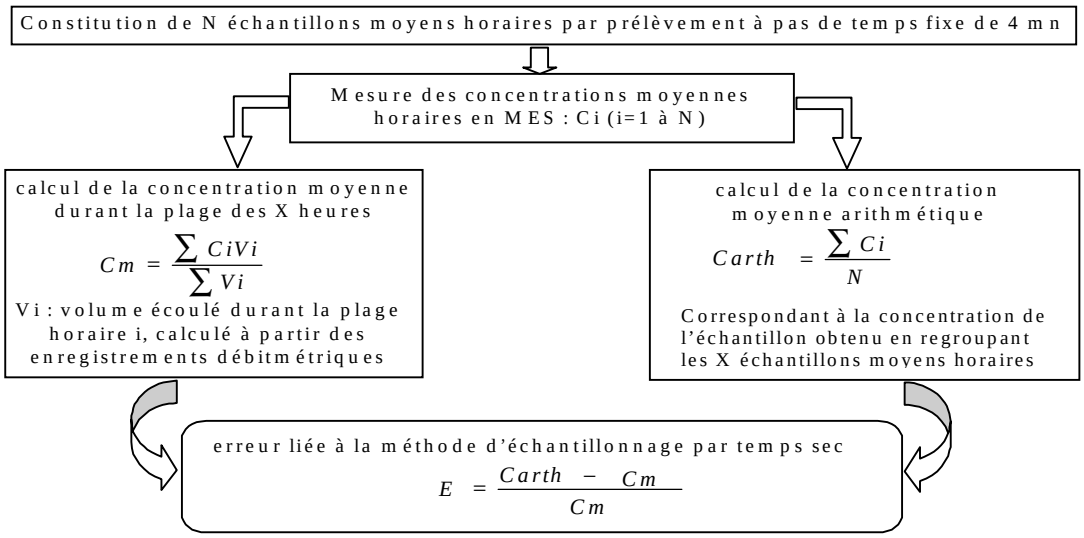


Tableau 27: erreur sur la concentration moyenne en MES induite par la méthode d'échantillonnage des eaux de temps sec employée pour les micropolluants

Plage horaire	Erreur E	Moyenne de E	Ecart type de E
1h – 8h	-12% à –41%	-0.26	0.12
8h – 16h	-1% à –4%	-0.02	0.01
16h – 1h	-1% à –2%	-0.01	0.01

La méthode d'échantillonnage des eaux de temps sec appliquée aux micropolluants conduit à une sous estimation importante (de 12 à 41%) de la concentration moyenne durant la plage horaire 1h à 8h. Cette plage horaire est en effet caractérisée par une variation très importante des débits et des concentrations entre 6h et 8h. Pour les deux autres plages horaires, l'erreur due au mode d'échantillonnage est faible et conduit à une sous estimation inférieure à 4%.

3.2.2.3. Cours

Dans le cas des eaux de ruissellement des cours, en l'absence de mesure débitmétrique, un échantillon « moyen » a été constitué pour chaque événement pluvieux, en prélevant des échantillons de volume fixe 300 ml à pas de temps fixe Δt = 3 mn. Le débit des eaux de ruissellement étant très variable au cours de l'événement pluvieux, cet échantillon moyen fournit une estimation biaisée de la concentration moyenne au cours de l'événement. De ce fait, nos résultats concernant la concentration moyenne des eaux de ruissellement de cours devront être considérés comme un ordre de grandeur uniquement.

Nous avons cherché à évaluer l'erreur induite sur la concentration moyenne par cette procédure d'échantillonnage à pas de temps fixe en nous basant sur les pollutogrammes établis pour les eaux de ruissellement de chaussée (exemple Figure 21).

Soit un pollutogramme constitué de n échantillons constitués par prélèvement à pas de volume fixe, avec trois prélèvements par échantillon (ce qui correspond à notre procédure d'échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée). On note Ci la concentration de l'échantillon i et Δti la durée de ruissellement correspondant à l'échantillon i. Une bonne estimation de la concentration moyenne au cours de l'événement est donnée par :

$$C_m = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i}{n}.$$

Soit C'm la concentration de l'échantillon « moyen » constitué en prélevant un volume fixe à pas de temps Δt fixe. C'm peut être estimé à partir du pollutogramme par :

$$C'_m \approx \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i \frac{\Delta t_i}{\Delta t}}{\sum_{i=1}^{n} \frac{\Delta t_i}{\Delta t}} = \frac{\sum_{i=1}^{n} C_i \Delta t_i}{\sum_{i=1}^{n} \Delta t_i}$$

L'erreur E= (C'm-Cm)/Cm induite par la procédure de prélèvement à pas de temps fixe a été calculée pour 24 pollutogrammes en MES, DCO totale et DCO dissoute, établis lors 13 événements pluvieux de caractéristiques variées, et pour six pollutogrammes en métaux dissous établis lors de deux pluies. Les résultats sont synthétisés en Tableau 28.

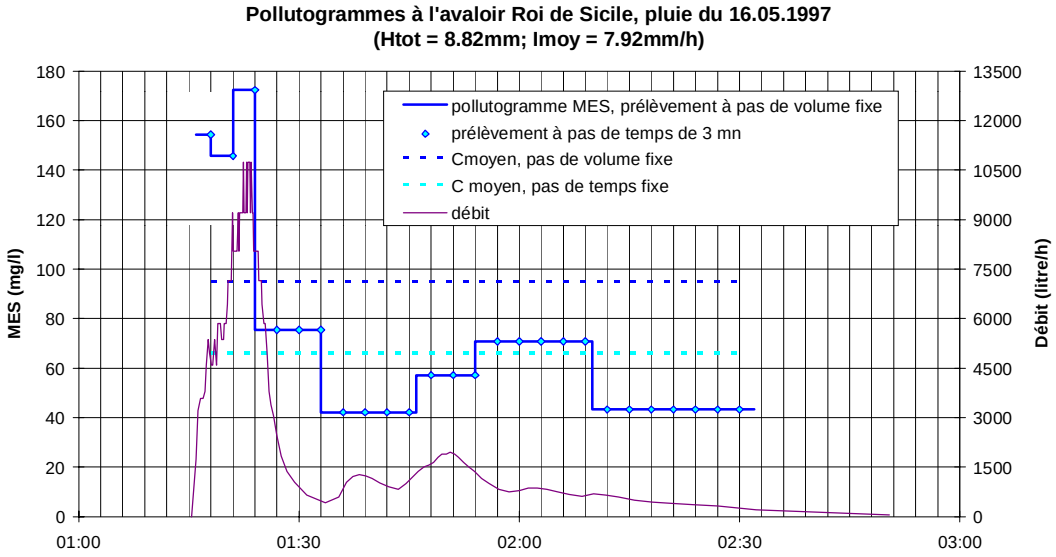


Figure 21: exemple de calcul de la concentration "moyenne" obtenue par prélèvement à pas de temps fixe, à partir d'un pollutogramme établi pour les eaux de ruissellement de chaussée

Tableau 28: erreur sur la concentration moyenne induite par l'échantillonnage des eaux de ruissellement à pas de temps fixe

Paramètre	Erreur E	Moyenne de E	Ecart type de E
MES	-51% à +3%	-0.21	0.15
DCO	-39% à +1%	-0.16	0.13
DCO dissoute	-33% à +26%	-0.05	0.13
Cd dissous	+1% à +18%	0.05	0.07
Cu dissous	-5% à +44%	0.15	0.17
Pb dissous	-1% à +15%	0.05	0.06
Zn dissous	-3% à 17%	0.06	0.07

Les résultats mettent en évidence une sous estimation systématique de la concentration moyenne en MES et DCO lorsqu'on échantillonne à pas de temps fixe, l'erreur pouvant atteindre –51%. L'erreur est inférieure à 10% dans le cas des événements pluvieux faibles au cours desquels les concentrations varient relativement peu ($Cmax/Cm \leq 1.8$), et supérieure à 30% pour des événements pluvieux avec de fortes intensités maximales engendrant un fort pic de concentration.

Dans le cas des métaux dissous, l'échantillonnage à pas de temps fixe semble plutôt conduire à une surestimation des concentrations, inférieure à 20% pour le cadmium, le plomb et le zinc, mais nettement plus importante pour le cuivre.

Ce test confirme la forte incertitude attachée aux concentrations mesurées pour les eaux de ruissellement des cours. Ces résultats sont donc à considérer comme des ordres de grandeur.

3.2.2.4. Toitures

Dans le cas des toitures, nous pouvons considérer qu'une proportion relativement constante du flot est prélevée dans la descente de gouttière tout au long de l'écoulement. L'échantillon recueilli dans le fut est donc représentatif de la concentration moyenne au cours de l'événement pluvieux.

3.3. Incertitude sur la concentration moyenne liée à la détermination du début et la fin de l'événement

Des erreurs sur la valeur de la concentration moyenne peuvent être induites par un retard au démarrage des prélèvements en début d'événement pluvieux ainsi qu'un arrêt prématuré ou tardif en fin d'événement.

3.3.1. Exutoire

La détermination des consignes de début et de fin d'événement est rendue délicate à l'exutoire du bassin versant par la présence de débits d'eaux usées variables. Parmi les différentes techniques utilisables en collecteur unitaire (démarrage sur information pluviométrique, démarrage sur seuil de hauteur d'eau, démarrage sur seuil de conductivité..) nous avons retenu un déclenchement et un arrêt des préleveurs à partir d'un seuil de hauteur d'eau. Cette méthode s'est avérée être la plus simple à mettre en œuvre et la plus robuste. Le seuil de déclenchement est supérieur de 1 cm à la hauteur d'eau maximale observée par temps sec. Il a varié de 30 à 32 cm au cours de la campagne de mesure.

Ce système d'asservissement des préleveurs induit une perte d'information

- en début de pluie, due au délai entre le début de l'événement pluvieux et l'heure de dépassement du seuil de déclenchement
- en fin de pluie, due au délai entre le dernier prélèvement et le passage sous le seuil de déclenchement (au maximum un pas de volume) auquel s'ajoute le délai entre le passage sous le seuil et de la fin réelle de l'événement.

Le problème de retard au démarrage et d'arrêt anticipé concerne essentiellement les pluies nocturnes, débutant ou finissant alors que le niveau des eaux de temps sec est au plus bas. Pour atteindre le seuil de déclenchement lorsque la hauteur d'eaux usées est minimale, une augmentation de débit de $Q=0.1\ m^3/s$ est nécessaire, ce qui correspond pour une surface de S=41 ha, un coefficient de ruissellement de C=0.8 et un temps de concentration de T=25 mn,

à une intensité de pluie d'au moins I=Q/(10.C.S)*3600=1 mm/h et une lame d'eau ruisselée de H=I*T/60=0.4 mm.

Nous avons évalué l'importance de cette perte d'information en début et fin d'événement pour cinq pluies nocturnes et cinq pluies diurnes de caractéristiques variées.

Tableau 29 : volumes non échantillonnés en début et en fin de pluie

Date et heure de début de pluie	Type de pluie	Volume écoulé avant le dépassement du seuil		Volume écoulé après le dernier prélèvement		Volume total de l'événement
11/11/96 5:00 à 12:00	longue et faible	118	**2.5 %**	207	**4.5 %**	4597
16/05/97 1:10 à 3:20	pic intense en début de pluie	24	**1 %**	311	**11 %**	2728
12/08/96 4:30 à 5:55	courte, assez intense	58	**4.5 %**	218	**17 %**	1308
6/08/97 4:40 à 8:35	pic d'intensité en début de pluie	31	**0.5 %**	19	**0.3 %**	5548
22/08/96 1:30 à 4:50	pic d'intensité en début de pluie	47	**1 %**	287	**7 %**	3985
5/08/97 18:30 à 23:20	pic très fort en début de pluie	70	**1.5 %**	139	**2.5 %**	5415
6/08/96 15:00 à 16:20	courte et intense	48	**4.5 %**	210	**19 %**	1108
6/08/96 16:30 à 18:00	courte et très intense	12	**0.5 %**	190	**7 %**	2770
29/10/96 8:00 à 12:20	longue et très faible	140	**5.5 %**	285	**11.5 %**	2439
25/04/97 16:00 à 18:45	faible	176	**9.5 %**	198	**10.5 %**	1859

Le volume écoulé entre le début de l'événement et le seuil de déclenchement est généralement faible, du fait d'une augmentation très rapide des débits. Il représente de 0.5 à 5% du volume total de l'événement et peut atteindre 9.5% dans le cas d'un événement de très faible intensité et de faible volume.

Le volume écoulé entre le dernier prélèvement et la fin de l'événement pluvieux est plus significatif du fait de la décroissance lente des débit en fin de pluie. Dans le cas d'une pluie de faible volume, il peut représenter jusqu'à 19% de l'événement pluvieux.

L'incertitude sur la concentration moyenne induite par la perte d'information en début et en fin d'événement pluvieux a été évaluée de la manière suivante :

Soient : Vtot le volume total engendré par l'événement pluvieux,

Vd le volume écoulé avant dépassement du seuil de déclenchement,

Vf le volume écoulé après le dernier prélèvement,

Cμ la concentration moyenne réelle au cours de l'événement,

Cm la valeur mesurée pour la concentration moyenne,

Cd la concentration moyenne dans le volume Vd,

Cf la concentration moyenne dans le volume Vf,

C_1 la concentration dans le premier flacon prélevé,

C_n la concentration dans le dernier flacon prélevé,

$C_{eu}d$ la concentration des eaux usées en début d'événement,

$C_{eu}f$ la concentration des eaux usées en fin d'événements.

Si l'on fait l'hypothèse que $Cd \in [C_{eu}d ; C_1]$ et $Cf \in [C_{eu}f ; C_n]$ alors $C\mu \in [C\mu min ; C\mu max]$,

avec $C\mu min = \frac{(Vtot - Vd - Vf) \times Cmoy + Vd \times Min(C_{eu}d; C_1) + Vf \times Min(C_{eu}f; C_n)}{Vtot}$

et $C\mu max = \frac{(Vtot - Vd - Vf) \times Cmoy + Vd \times Max(C_{eu}d; C_1) + Vf \times Max(C_{eu}f; C_n)}{Vtot}$

L'incertitude sur la concentration moyenne mesurée Cm est comprise entre $Emin = \frac{Cm - C\mu max}{C\mu max}$ et $Emax = \frac{Cm - C\mu min}{C\mu min}$.

Tableau 30 : estimation de l'erreur sur les concentrations moyennes mesurées par temps de pluie à l'exutoire liée à la perte d'information en début et en fin d'événement

	MES		DCO		DCO dissoute	
Date pluie	Emin	Emax	Emin	Emax	Emin	Emax
11/11/96	-4%	5%	-5%	3%	-9%	0%
16/05/97	9%	10%	8%	8%	1%	2%
22/08/96	5%	7%	3%	5%	-6%	-2%
5/08/97	-1%	3%	-2%	1%	-8%	-1%
6/08/96	3%	22%	7%	15%	3%	8%
6/08/96	4%	6%	4%	4%	-1%	0%
29/10/96	0%	8%	-2%	1%	-18%	-5%
25/04/97	6%	13%	0%	5%	-8%	-1%
Moyenne	0.06		0.03		-0.03	
Ecart type	0.06		0.05		0.06	

D'après les estimation présentées en Tableau 30, l'absence d'échantillonnage en tout début et en fin d'événement induit globalement une surestimation des concentrations moyennes en MES et en DCO mesurées à l'exutoire et à une sous estimation de la DCO dissoute. L'erreur est en général inférieure à 10%.

3.3.2. Avaloirs et cours

Au niveau des avaloirs, l'événement pluvieux est défini par un écoulement avec une conductivité inférieure au seuil (≈ 450 µS/cm). L'incertitude sur le début et la fin de l'événement peut être considérée comme négligeable.

Au niveau des cours, la consigne de début d'événement est donnée par l'humidification du détecteur d'eau, elle correspond au début d'arrivée d'eau dans la bouche de drainage. La fin de l'événement est déterminée par l'absence d'eau dans le bac de prélèvement. La encore, l'incertitude sur le début et la fin de l'événement peut être considérée comme négligeable.

3.4. Incertitude sur la concentration moyenne, liée à l'erreur de prélèvement et d'analyse

L'erreur de prélèvement et d'analyse a été évaluée dans le cas d'un prélèvement élémentaire au paragraphe 2.4.

Pour les eaux de ruissellement de toitures, cours et chaussées, l'erreur de prélèvement a été jugée négligeable et seule l'erreur liée à l'homogénéisation et à l'analyse de l'échantillon a été retenue. Ce résultat est extrapolable au cas d'un échantillon moyen représentatif de l'ensemble de l'événement pluvieux.

Dans le cas des prélèvements élémentaires effectués par temps sec ou par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant, les tests ont mis en évidence une erreur nettement supérieure à la seule incertitude d'analyse et liée au système de prélèvement. Cette erreur comprend une composante systématique et une composante aléatoire. Dans le cas d'un échantillon moyen constitué d'un mélange de x prélèvements élémentaires, les erreurs aléatoires tendent à se compenser. Nous avons cherché à évaluer l'incertitude de prélèvement et d'analyse à l'échelle de l'échantillon moyen en utilisant une procédure de Monte Carlo.

Soit un échantillon moyen constitué de n prélèvements. Soit Cvi la concentration réelle de chaque prélèvement et Ci la valeur de la concentration mesurée. On a $Ci = (1+\varepsilon i)\times Cvi$ où εi est l'incertitude de prélèvement et d'analyse. εi est tiré d'une loi normale de moyenne μ et d'écart type σ. La concentration réelle de l'échantillon moyen est $Cvm = \Sigma Cvi/i$, la valeur

mesurée de la concentration moyenne peut être estimée par Cm=ΣCi/i, d'où une erreur sur la mesure de la concentration moyenne $E = \frac{Cm - Cvm}{Cvm} = \frac{\sum\left(Ci\frac{\varepsilon i}{1+\varepsilon i}\right)}{\sum\left(\frac{Ci}{1+\varepsilon i}\right)}$.

Nous avons évalué E dans le cas des concentrations en MES (μ=0.15 et σ=0.18), par temps de pluie à partir des pollutogrammes mesurés lors de 5 événements pluvieux (n=7 à 15) et par temps sec à partir de 3 séries de prélèvements successifs (n=10, ce qui correspond au cas de nos échantillons moyens horaires). La moyenne μE et l'écart type σE de l'erreur E sont obtenus par la procédure suivante :

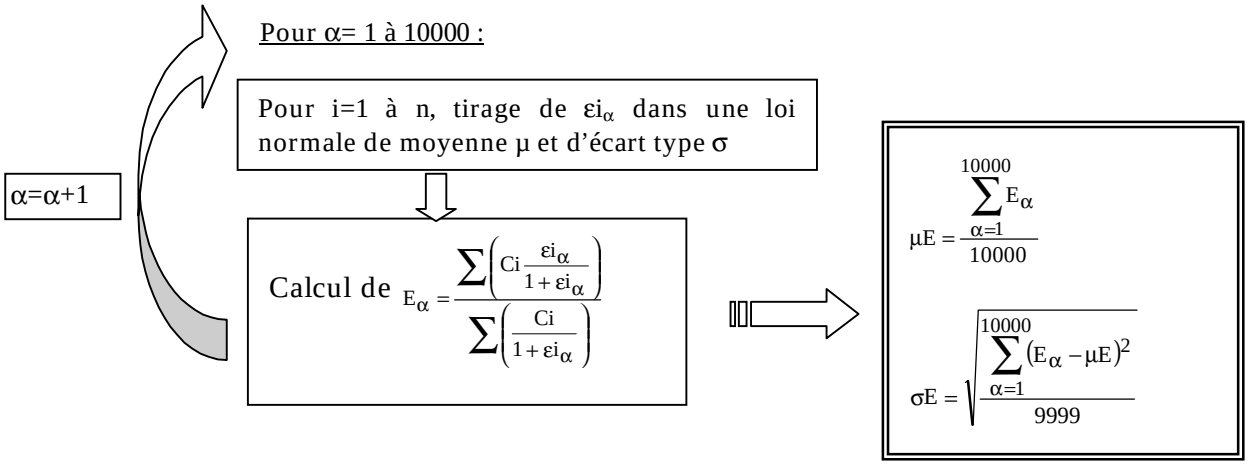


Tableau 31 : estimation de l'incertitude due à l'erreur de prélèvement pour un échantillon moyen collecté à l'exutoire

	n	Cm (mg/l)	μE	σE
Temps de pluie	7	146.3	0.125	0.075
	10	234.7	0.124	0.065
	11	139.6	0.123	0.063
	11	317.9	0.124	0.069
	15	160.9	0.122	0.056
Temps sec	10	135.8	0.123	0.060
	10	193.3	0.124	0.060
	10	163.8	0.123	0.061

D'après les estimations faites pour les concentrations en MES, l'incertitude de prélèvement induit une erreur de moyenne 0.12 et d'écart type 0.06 sur la concentration d'un échantillon moyen formé à partir de 7 à 15 prélèvements élémentaires. On voit que l'erreur aléatoire due au prélèvement est trois fois plus faible sur l'échantillon moyen que sur le prélèvement élémentaire. C'est pourquoi nous retiendrons comme incertitude de prélèvement et

d'analyse sur les échantillons moyens prélevés en temps sec ou en temps de pluie à l'exutoire les valeurs données dans le Tableau 32.

Tableau 32: incertitude de prélèvement et d'analyse sur les concentrations moyenne mesurées au cours d'une pluie à l'exutoire et sur les concentrations moyennes horaires mesurées par temps sec

MES, MVS	DCO, DBO5	MVS / MES	DCO dissoute	DBO5 dissoute
0.12 ± 0.13	0 ± 0.13	0 ± 0.05	0 ± 0.06	0 ± 0.10

3.5. Valeurs retenues pour l'incertitude sur la concentration moyenne au cours de l'événement

3.5.1. Rappel des principales sources d'incertitude par site de mesure

3.5.1.1. Toitures

Dans le cas des toitures, l'échantillon moyen au cours de l'événement est obtenu par dérivation en continu d'une fraction de l'écoulement. L'incertitude liée à la méthode d'échantillonnage peut être considérée comme négligeable. Nous retiendrons comme valeur d'incertitude sur la concentration moyenne l'erreur liée à l'homogénéisation de l'échantillon et à son analyse.

3.5.1.2. Cours

L'incertitude la plus élevée pour la concentration moyenne des eaux de ruissellement des cours est due à la procédure d'échantillonnage à pas de temps fixe. La moyenne et l'écart type de cette erreur ont été calculée au paragraphe 3.2.2.3 pour les paramètres MES, DCO, DCO dissoute et métaux dissous. Pour les MVS, les métaux totaux et les hydrocarbures totaux nous supposerons que l'erreur est comparable à celle établie pour les MES. Pour la DBO5 nous retiendrons l'erreur établie pour la DCO.

A cette erreur d'échantillonnage il faut ajouter les incertitudes d'analyse.

3.5.1.3. Chaussées

Dans le cas des chaussées, l'échantillon moyen au cours de l'événement pluvieux est obtenu par prélèvement à un pas de volume fixe, correspondant à une hauteur d'eau précipitée de 0.2 à 0.4 mm suivant le site. Cette procédure assure une bonne représentativité de l'échantillon moyen. Par ailleurs, le système de déclenchement des préleveurs assure un échantillonnage dès le début et jusqu'à la fin de l'événement. Il ne nous a pas été possible d'évaluer l'incertitude liée à cette procédure de discrétisation de l'événement pluvieux, nous pouvons cependant la considérer comme négligeable. Nous retiendrons comme valeur d'incertitude sur la concentration moyenne l'erreur liée à l'homogénéisation de l'échantillon et à son analyse.

3.5.1.4. Exutoire, temps de pluie

A l'exutoire, l'échantillon moyen au cours d'un événement pluvieux est constitué par prélèvement à un pas de volume fixe, correspondant à une hauteur d'eau précipitée de 0.2 à 0.4 mm. Cette procédure assure une bonne représentativité de l'échantillon moyen et l'on peut considérer l'erreur liée à la discrétisation de l'événement pluvieux comme négligeable.

La procédure de déclenchement et d'arrêt des prélèvements conduit dans certains cas à l'absence d'échantillonnage en tout début et en fin d'événement pluvieux. La moyenne et l'écart type de l'erreur due à la perte d'information en début et fin de pluie ont été donnés pour les MES, la DCO et la DCO dissoute au paragraphe 3.3.1. Rappelons que cette erreur est en général inférieure à 10%. Nous supposerons que l'erreur induite pour les paramètres MVS, métaux totaux et hydrocarbures totaux est comparable à celle estimée pour les MES, que l'erreur sur la DBO5 est comparable à celle évaluée pour la DCO et que les erreur sur les concentrations dissoutes sont comparables à celle estimée pour la DCO dissoute.

A cette incertitude s'ajoute l'erreur de prélèvement et analyse sur l'échantillon moyen présentée au paragraphe 3.4.

3.5.1.5. Exutoire, temps sec

L'incertitude sur la concentration des échantillons moyens de temps sec est liée principalement à l'erreur due à la constitution de l'échantillon à pas de temps fixe, à laquelle s'ajoute l'erreur de prélèvement et analyse sur l'échantillon moyen présentée au paragraphe 3.4.

Dans le cas des paramètres globaux (MES, MVS, DCO et DBO5) les concentrations sont mesurées sur des échantillons moyens horaires. Nous avons vu au paragraphe 3.2.2.2 que l'erreur due à l'échantillonnage à pas de temps fixe était négligeable pour les échantillons moyens horaires des eaux de temps sec.

Dans le cas des métaux et des hydrocarbures, les concentrations sont mesurées sur des échantillons moyens couvrant plusieurs heures et, comme nous l'avons vu au paragraphe 3.2.2.2, des erreurs importantes sont à craindre pour la plage 1h-8h. Nous supposerons que l'erreur estimée pour ce type d'échantillon dans le cas des MES peut être extrapolée au cas des métaux et des hydrocarbures.

3.5.2. Calcul de l'incertitude globale

3.5.2.1. Méthode de calcul

Afin d'évaluer l'incertitude globale induite sur les concentrations moyennes par les différentes sources d'erreur, nous allons faire les hypothèses simplificatrices suivantes :

- nous supposerons que les différentes erreurs (erreur de prélèvement, erreur de constitution de l'échantillon moyen, erreur d'homogénéisation, erreur d'analyse) sont indépendantes les unes des autres,
- nous supposerons que chacune de ces erreurs suit une loi de gauss.

Soient Ei les i types d'erreur indépendantes et gaussiennes, de moyenne mi et d'écart type σi, qui affectent la mesure de la concentration moyenne au cours de l'événement. L'incertitude au seuil de confiance de 95% due à l'erreur Ei s'exprime $Ei_{95}=mi\pm1.96\ \sigma i = mi\pm \alpha i$. Soit Et, de moyenne mt et d'écart type σt, l'incertitude globale résultant de ces erreurs. Alors $m_t = \sum m_i$, $\sigma_t = \sqrt{\sum\left(\sigma_i^{\,2}\right)}$ et l'incertitude au seuil de 95% est donnée par $Et_{95} = m_t \pm 1.96\ \sigma_t$, soit encore $Et_{95} = \sum m_i \pm \sqrt{\sum\left(\alpha_i^{\,2}\right)}$.

3.5.2.2. Incertitude sur les concentrations moyennes au cours d'un événement

On trouvera en Tableau 33 et en Tableau 35 un rappel des valeurs retenues pour l'incertitude au seuil de confiance de 95% induite par chacune des principales sources d'erreur.

Les incertitudes globales calculées en sommant les différentes sources d'erreur au niveau de chaque site de mesure sont synthétisées en Tableau 34 pour les paramètres globaux (MES, MVS, DCO et DBO5) et en Tableau 36 pour les métaux et les hydrocarbures. Rappelons qu'il s'agit là d'estimations grossières, destinées à fournir un ordre de grandeur des incertitudes que nous pourrons rencontrer.

Les incertitudes sur les concentrations moyennes métalliques varient en fonction de la tranche de concentration dans laquelle on se situe, la définition des tranches est la suivante :

	cadmium	cuivre	plomb	zinc
Tranche 1	< 1.6 µg/l	< 70 µg/l	< 500 µg/l	< 6000 µg/l
Tranche 2	1.6 à 5 µg/l	70 à 300 µg/l	> 500 µg/l	> 6000 µg/l
Tranche 3	> 5 µg/l	> 300 µg/l		

Tableau 33: estimation de l'incertitude au seuil de confiance de 95% sur la concentration en MES, MVS, DCO et DBO5 ((Cmesuré-Créel)/Créel), induite par chaque type d'erreur

Type d'erreur	MES, MVS	DCO, DBO5	DCO d	DBO5 d
Analyse+homogénéisation	0 ± 6 %	0 ± 5 %	0 ± 6 %	0 ± 10 %
Prélèvement à l'exutoire	12 ± 13 %	12 ± 13 %	0 ± 13 %	0 %
Constitution de l'échantillon moyen, cours	-21 ± 31 %	-16 ± 27 %	-5 ± 27 %	-5 ± 27 %
Constitution de l'échantillon moyen, exutoire temps sec	0 ± 2 %	0 ± 2 %	0 ± 2 %	0 ± 2 %
Constitution de l'échantillon moyen, exutoire temps de pluie	6 ± 13 %	3 ± 11 %	-3 ± 13 %	-3 ± 13 %

Tableau 34: estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95% (Cmesuré-Créel)/Créel sur la concentration moyenne en MES, MVS, DCO et DBO5 au cours d'un événement

Site de mesure	**MES, MVS**	**DCO, DBO5**	**DCO d**	**DBO5 d**
Toitures et chaussées	**0 ± 6 %**	**0 ± 5 %**	**0 ± 6 %**	**0 ± 10 %**
Cours	**-21 ± 32 %**	**-16 ± 27 %**	**-5 ± 28 %**	**-5 ± 29 %**
Exutoire temps de pluie	**18 ± 18 %**	**6 ± 17 %**	**-3 ± 14 %**	**-3 ± 16 %**
Exutoire temps sec	**12 ± 13 %**	**0 ± 13 %**	**0 ± 6 %**	**0 ± 10 %**

Tableau 35: estimation de l'incertitude au seuil de confiance de 95% sur les concentrations en micropolluants (Cmesuré-Créel)/Créel, induite par chaque type d'erreur

Type d'erreur		cadmium	cuivre	plomb	zinc	hydrocarbures
Analyse	Tranche 1	0 ± 40 %	0 ± 46 %	0 ± 23 %	0 ± 16 %	0 ± 30 %
	Tranche 2	0 ± 12 %	0 ± 11 %	0 ± 7 %	0 ± 4 %	
	Tranche 3	0 ± 4 %	0 ± 3 %			
Homogénéisation		0 ± 4 %				
Prélèvement à l'exutoire		12 ± 13 %				
Constitution de l'échantillon moyen, cours		-21 ± 31 %				
Constitution de l'échantillon moyen, exutoire temps sec		Plage 1h-8h : -26 ± 12 % Plages 8h-16h et 16h-1h : -2 ± 1 %				
Constitution de l'échantillon moyen, exutoire temps de pluie		6 ± 14 %				

Tableau 36: estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95% (Cmesuré-Créel)/Créel sur les concentrations moyennes en micropolluants au cours d'un événement

			cadmium	**cuivre**	**plomb**	**zinc**	**hydrocarbures**
Toitures Chaussées		**Tranche 1**	**0 ± 40 %**	**0 ± 46 %**	**0 ± 23 %**	**0 ± 16 %**	**0 ± 30 %**
		Tranche 2	**0 ± 13 %**	**0 ± 12 %**	**0 ± 8 %**	**0 ± 6 %**	
		Tranche 3	**0 ± 6 %**	**0 ± 5 %**			
Cours		**Tranche 1**	**-21 ± 51 %**	**-21 ± 56 %**	**-21 ± 39 %**	**-21 ± 35 %**	**-21 ± 43 %**
		Tranche 2	**-21 ± 34 %**	**-21 ± 33 %**	**-21 ± 32 %**	**-21 ± 32 %**	
		Tranche 3	**-21 ± 32 %**	**-21 ± 31 %**			
Exutoire temps de pluie		**Tranche 1**	**18 ± 45 %**	**18 ± 50 %**	**18 ± 30 %**	**18 ± 25 %**	**18 ± 36 %**
		Tranche 2	**18 ± 23 %**	**18 ± 23 %**	**18 ± 21 %**	**18 ± 20 %**	
		Tranche 3	**18 ± 20 %**	**18 ± 20 %**			
Exutoire temps sec	**1h-8h**	**Tranche 1**	**-14 ± 51 %**	**-14 ± 56 %**	**-14 ± 40 %**	**-14 ± 36 %**	**-14 ± 44 %**
		Tranche 2	**-14 ± 35 %**	**-14 ± 34 %**	**-14 ± 33 %**	**-14 ± 33 %**	
		Tranche 3	**-14 ± 33 %**	**-14 ± 32 %**			
	8h-16h et 16h-1h	**Tranche 1**	**10 ± 42 %**	**10 ± 48 %**	**10 ± 27 %**	**10 ± 21 %**	**10 ± 33 %**
		Tranche 2	**10 ± 18 %**	**10 ± 18 %**	**10 ± 15 %**	**10 ± 14 %**	
		Tranche 3	**10 ± 14 %**	**10 ± 14 %**			

4. INCERTITUDE SUR LES MESURES PLUVIOMETRIQUES, LES DEBITS ET LES VOLUMES

4.1. Incertitude sur les données pluviométriques

4.1.1. Incertitude liée à la technique de mesure

L'intensité de pluie I est calculée par la relation I (mm / h)= 10 Vauget (ml) / S (cm^2) / t (h), où Vauget est le volume de l'auget (environ 20 ml), S la surface de l'impluvium (environ 1000 cm^2) et t le temps de remplissage de l'auget.

L'incertitude sur la surface de l'impluvium S peut être estimée à ± 1%.

Le volume des augets est étalonné de façon à ce que un litre d'eau produise 50 ± 2 basculements d'augets, soit une incertitude sur le volume de l'auget de ± 4%.

La durée de remplissage de l'auget est connue avec une précision de ± 0.5 s.

On en déduit l'incertitude totale sur la mesure de I:

$$\left|\frac{\Delta I}{I}\right| = \left|\frac{\Delta Vauget}{Vauget}\right| + \left|\frac{\Delta S}{S}\right| + \left|\frac{\Delta t}{t}\right| = \left|\frac{\Delta Vauget}{Vauget}\right| + \left|\frac{\Delta S}{S}\right| + \left|\frac{0.5\,S\,I}{36000\,Vauget}\right| \approx 0.05 + 7.10^{-4} I$$

L'erreur ΔI / I croit linéairement avec I; Elle varie de ± 5 % pour une intensité de pluie très faible à ± 19 % pour une intensité de pluie de 200 mm / h.

La hauteur de pluie totale H est donnée par la relation H = 10 N Vauget / S, où N est le nombre total de basculements enregistrés. N est connu à ± 1 basculement, du fait de l'incertitude sur l'état de remplissage du premier auget avant le début de la pluie et sur l'état de remplissage du dernier auget à la fin de la pluie. L'incertitude totale sur la hauteur de pluie s'exprime alors:

$$\left|\frac{\Delta H}{H}\right| = \left|\frac{\Delta Vauget}{Vauget}\right| + \left|\frac{\Delta S}{S}\right| + \left|\frac{\Delta N}{N}\right| \approx 0.05 + \frac{1}{N}$$

L'erreur ΔH / H décroît rapidement avec H. Sa valeur est de ± 25 % au maximum pour une pluie de 1 mm, ± 12 % pour une hauteur de pluie de 3 mm et au minimum ± 5 % pour une pluie importante.

4.1.2. Incertitude liée au site de mesure

A l'incertitude liée à la technique de mesure des intensités et des hauteurs de pluie peuvent s'ajouter des biais plus ou moins importants dus aux conditions d'implantation de l'appareil. Parmi les principales sources d'erreur, citons les déficits de captation dus au vent et les déficits de captation dus à un masquage de l'appareil par des bâtiments, des arbres, ... Par ailleurs, la variabilité spatiale des pluies peu conduire à des écart importants entre la valeur mesurée ponctuellement et la valeur moyenne à l'échelle du bassin versant.

Le nombre de pluviographes et leurs sites d'implantation sur le bassin versant ont été choisis en vue de réduire ces biais. Nous chercherons cependant à évaluer l'incertitude globale de nos mesures pluviométriques en comparant les valeurs données par les différents appareils.

Pour la grande majorité des événements pluvieux, les lames d'eau totales mesurées par les deux pluviographes du bassin versant sont identiques aux incertitudes de mesure près. Il ne paraît pas y avoir de biais de mesure lié à l'implantation des appareils. Les écarts de mesure importants observés pour quelques événements pluvieux des mois de juin et d'août sont vraisemblablement imputables à des pluies de type convectives présentant une forte variabilité spatiale.

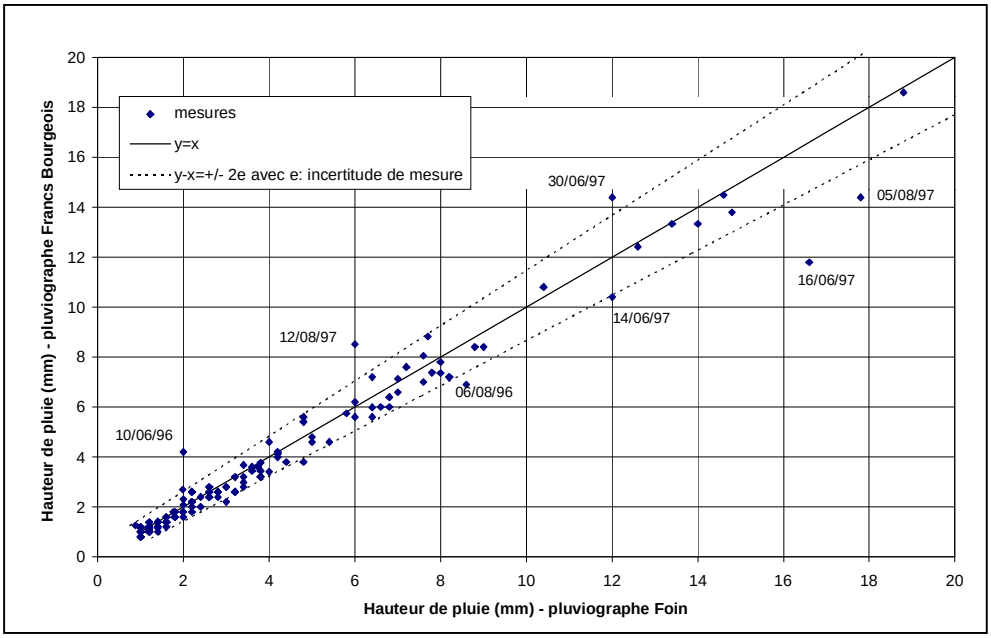


Figure 22: comparaison des lames d'eau mesurées par les deux pluviographes

En terme d'intensité maximale, les résultats sont plus dispersés et l'écart entre les valeurs mesurées par les deux appareils est assez fréquemment supérieur à l'incertitude de mesure. Cet écart est sans doute imputable à la variabilité spatiale du champ pluvieux, et

éventuellement à des perturbations locales du champ venteux. Là encore, on ne note pas de biais systématique sur un des pluviographes.

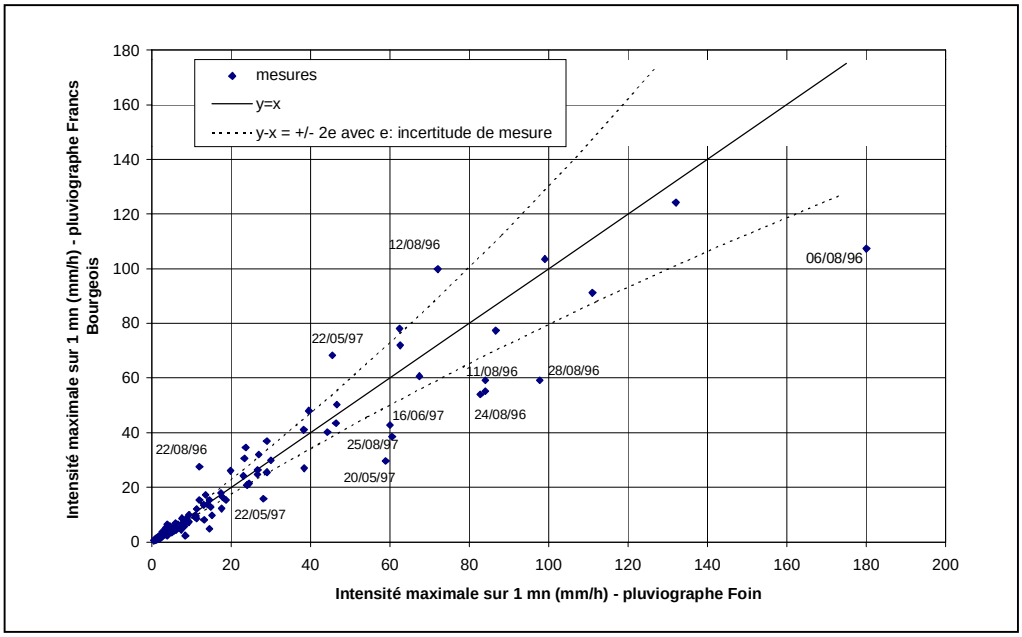


Figure 23: comparaison des intensités maximales mesurées par les deux pluviographes

La comparaison des données mesurées au niveau des deux postes pluviométriques démontre une bonne cohérence des mesures et permet de conclure à l'absence de biais systématique lié notamment aux conditions d'implantation des appareils. De plus, pour la majorité des événements pluvieux, la variabilité spatiale du champs pluvieux à l'échelle du bassin versant paraît faible en terme de hauteur de pluie. Elle est plus significative en terme d'intensité maximale.

4.2. Incertitude sur les mesures de débit et de volume des eaux de ruissellement

4.2.1. Mesures de débit et de volume au niveau des sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée

4.2.1.1. Cas des avaloirs munis d'un débitmètre à augets basculants

Pour les deux avaloirs équipés de débitmètres à augets basculants, le débit Q est calculé par la relation Q = Vauget / t, où Vauget est le volume de l'auget (environ 20 l) et t la durée de remplissage de l'auget. Le volume des augets a été mesuré in situ, avec une précision que

nous estimons à ± 200 ml, soit environ ± 1 %. La durée de remplissage de l'auget est enregistrée avec une précision de ± 0.5 s. L'erreur sur la mesure de Q s'exprime alors:

$$\left|\frac{\Delta Q}{Q}\right| = \left|\frac{\Delta Vauget}{Vauget}\right| + \left|\frac{\Delta t}{t}\right| \approx 0.01 + 7.10^{-6} Q \qquad \text{Q en l/h}$$

L'erreur ΔQ/Q augmente linéairement avec Q, de ± 1 % pour les débits les plus faibles à ± 13 % pour le débit maximum de l'auget (18 000 l/h).

Le volume total Vtot drainé par un avaloir au cours d'un événement pluvieux est donné par Vtot = N Vauget, où N est le nombre total de basculements enregistrés. N est connu à ± 1 basculement du fait de l'incertitude sur l'état de remplissage du premier auget avant le début de la pluie et sur l'état de remplissage du dernier auget à la fin de la pluie. L'incertitude totale sur le volume mesuré s'exprime alors:

$$\left|\frac{\Delta Vtot}{Vtot}\right| = \left|\frac{\Delta Vauget}{Vauget}\right| + \left|\frac{\Delta N}{N}\right| = 0.01 + \frac{1}{N}$$

L'erreur ΔVtot/Vtot décroît rapidement avec N. Sa valeur maximale est de ± 13 % pour une hauteur de ruissellement de 1 mm.

4.2.1.2. Cas de l'avaloir équipé d'un déversoir triangulaire

Le débit pénétrant dans l'avaloir équipé d'un déversoir triangulaire est calculé par la relation Q= (relation hauteur débit théorique, pour un déversoir triangulaire à parois minces, avec un angle de 90°), où h est la hauteur d'eau mesurée à l'amont du déversoir. L'incertitude sur la mesure de Q dépend donc de l'incertitude sur la mesure de H et la précision de la relation Q=f(h). fonction de la précision de la mesure de hauteur d'eau à l'amont du déversoir et de la validité de la relation hauteur-débit utilisée. Il faut en effet noter que ce déversoir triangulaire a été fabriqué artisanalement pour s'adapter aux dimensions de l'avaloir et que la relation Q(h) n'a pas pu être étalonnée en laboratoire. Par ailleurs, les conditions d'installation des équipements dans le réseau ne permettent pas d'étalonner le limnimètre avec une grande précision.

L'incertitude sur la mesure du débit instantané a été évaluée expérimentalement pour des débits d'eaux de lavage de 3.6 à 8.6 m3/h, ce qui correspondrait à des intensités de pluie de l'ordre de 2 à 8.6 mm/h. Le débit donné par l'appareil a été comparé à la valeur obtenue en chronométrant la durée de remplissage d'un bidon de 25 litres. D'après ce test, le débitmètre

sous-estime nettement le débit réel. L'erreur est d'autant plus importante que le débit est faible, elle varie de –20% pour un débit de 8.6 m3/h à –40% pour un débit de 3.6 m3/h.

Par ailleurs, le débitmètre est muni d'un système de compactage des données destiné à économiser l'espace mémoire et les batteries. La valeur du débit n'est enregistrée que lorsque la variation de pente de l'hydrogramme est supérieure à 1% .

L'incertitude sur le volume total mesuré au cours d'une pluie est difficile à évaluer. Le volume sera d'autant plus sous estimé que l'intensité de pluie est faible.

4.2.2. Volume ruisselé par unité de surface sur les cours, toitures et chaussées expérimentales

Le volume de ruissellement par unité de surface Vruis (m^3/ha) produit sur les toitures, cours ou chaussées est calculé à partir de la hauteur de pluie H (mm) et d'un coefficient de ruissellement théorique C par Vruis=10 H*C. Cette méthode a été retenue du fait de

- l'absence de mesure de débit au niveau des cours et des toitures
- la difficulté à évaluer la surface contributive au niveau des chaussées expérimentales.

L'incertitude sur Vruis est donnée par $\left|\frac{\Delta Vruis}{Vruis}\right| = \left|\frac{\Delta H}{H}\right| + \left|\frac{\Delta C}{C}\right|$

D'après les volumes mesurés par temps de pluie à l'exutoire, le coefficient de ruissellement peut varier de $\pm$ 20% en fonction de l'événement pluvieux considéré.

Donc $\left|\frac{\Delta Vruis}{Vruis}\right| \approx 0.25 + \frac{1}{N}$

4.3. Incertitude sur les mesures de débit et de volume à l'exutoire

4.3.1. Calcul d'incertitude théorique

Le débit à l'exutoire du bassin versant est déterminé par la relation $Q = Vm \times S(H)$

avec H: hauteur d'eau

S(H): section mouillée pour la hauteur d'eau H

Vm vitesse moyenne dans la section

En pratique, le débitmètre Ultraflux ne mesure pas directement la vitesse moyenne Vm, mais mesure les vitesses Vn sur quatre cordes horizontales situées à des hauteurs de 21.1 cm, 30.6 cm, 60.8 cm et 110 cm par rapport au radier (Figure 24). Ces cordes ont été disposées de façon à couvrir l'ensemble de la plage de débit par temps de pluie. L'implantation de trois cordes dans les deux tiers inférieurs de la cunette favorise la mesure des débits pour les pluies fréquentes (temps de retour inférieur à 2 ans) qui constitueront la majeure partie de la campagne de mesure. La quatrième corde permet de prendre en compte la modification des vitesses au-dessus de la banquette du fait de l'élargissement de la section. Cette corde n'entre en service que pour les pluies exceptionnelles. Par ailleurs, la hauteur de la corde la plus basse est supérieure à la hauteur minimale de temps sec. Les débits nocturnes devront donc être calculés par la seule mesure de la hauteur H, par extrapolation de la relation hauteur-débit calée sur les mesures de débit diurne.

Le débit est estimé à partir des vitesses mesurées sur les quatre cordes et de la hauteur d'eau

par $Q\# = \sum S_i V_n k_i$

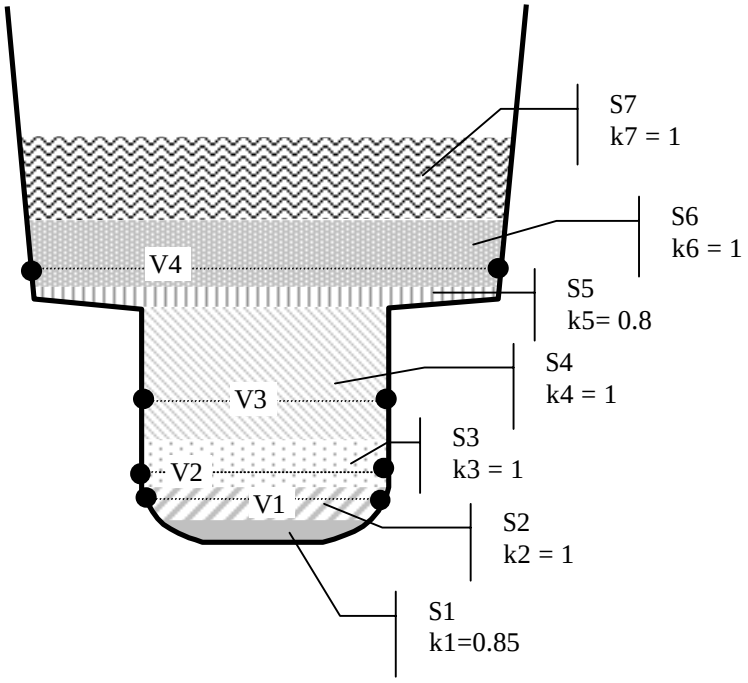
où
- les surface Si correspondent à des tranches d'écoulement dans lesquelles la vitesse d'écoulement est supposée uniforme et telles que Σ Si = S(H) (voir Figure 24);
- Vn est la vitesse mesurée sur la corde la plus proche de la tranche Si ;
- ki est un coefficient hydraulique appliqué à la tranche Si et tel que ki = vitesse d'écoulement dans la tranche Si / Vn. Les valeurs des coefficients ki sont déterminées par le constructeur sur la base de son expérience.

La mesure du débit Q est soumise à deux types d'erreurs :

- l'erreur liée à l'expression utilisée pour le calcul de Q#

- les incertitudes sur les mesures des vitesses Vi et de la hauteur d'eau

Figure 24 : mesure du débit à l'exutoire, position des cordes de vitesse et découpage en tranches hydrauliques



4.3.1.1. Incertitude liée à la méthode de calcul de Q#

Dans un premier temps nous allons évaluer l'erreur liée à la méthode de calcul de Q#, en supposant que les incertitudes sur Vi et sur H sont nulles et que la répartition des vitesses dans la section suit un profil logarithmique de Von Karman.

Soit V(z) la vitesse moyenne sur une corde horizontale située à une hauteur z. En supposant que le profil des vitesses en fonction de la hauteur z soit logarithmique, on a:

$$V(z) = \frac{V^*}{k}\ln(\frac{V^*}{\gamma}z) + V^*C$$

avec k coefficient de Karman (estimé à 0.4)

γ viscosité cinématique (10^{-6} m^2/s)

V* vitesse de cisaillement au fond

C = 5.5

Si l'on assimile la section de mesure à un rectangle, la vitesse moyenne dans la section mouillée est donnée par :

$$Vmoy = \frac{\int_0^H V(z)dz}{H} = \frac{V^*}{kH}\int^H \ln(\frac{V^*}{\gamma}z)dz + \frac{V^*C}{H}\int_0^H dz = \frac{V^*}{kH}\left[H\ln(\frac{V^*}{\gamma}H) - H\right] + V^*C$$

$$\text{donc } Vmoy = \frac{V^*}{k}\left[\ln(\frac{V^*}{\gamma}H) + Ck - 1\right] \text{ et } Q = \frac{V^*}{k}\left[\ln(\frac{V^*}{\gamma}H) + Ck - 1\right] \times S(H)$$

Pour des hauteurs d'eau de 25 à 80 cm, nous avons calculé à partir des vitesses mesurées Vn la vitesse de cisaillement V* et la valeur du débit Q correspondante. L'erreur sur le débit mesuré par le débitmètre par rapport à la valeur du débit théorique s'exprime E=(Q#-Q)/Q.

Tableau 37 : estimation de l'incertitude sur le calcul de la vitesse moyenne

H (cm)	V1 (m/s)	V2 (m/s)	V3 (m/s)	V* (m/s)	Q (m3/s)	Q# (m3/s)	E
25	0.34	-	-	0.01340	0.082	0.083	**+ 1 %**
25	0.32			0.01268	0.077	0.078	**+ 1 %**
25	0.305			0.01214	0.074	0.074	**+ 0 %**
30	0.433	-	-	0.01671	0.131	0.132	**+ 1 %**
30	0.44			0.01695	0.133	0.134	**+ 0 %**
30	0.409			0.01586	0.124	0.124	**+ 0 %**
30	0.419			0.01621	0.127	0.127	**+ 0 %**
40	0.57	0.58	-	0.02131	0.243	0.244	**+ 0 %**
50	0.629	0.683		0.02403	0.360	0.36	**+ 0 %**
50	0.676	0.677		0.02473	0.372	0.37	**- 1 %**
60	0.683	0.723		0.02560	0.477	0.473	**- 1 %**
60	0.725	0.771		0.02710	0.508	0.504	**- 1 %**
60	0.688	0.72		0.02564	0.478	0.473	**- 1 %**
70	0.709	0.758	0.728	0.02596	0.578	0.576	**- 0 %**
80	0.749	0.8	0.811	0.02773	0.722	0.721	**- 0 %**
80	0.738	0.786	0.799	0.02733	0.710	0.71	**0 %**

V1= vitesse mesurée par la corde 1, à z_1 = 21.1 cm
V2 = vitesse mesurée par la corde 2 , à z_2 = 31.6 cm
V3 = vitesse mesurée par la corde 3, à z3 = 60.8 cm

D'après ce calcul théorique, le débitmètre Ultraflux évalue les débits avec une bonne précision.

4.3.1.2. Erreurs liées aux incertitudes de mesure sur les vitesses et la hauteur d'eau

On a Q= Vm × S(H), d'où une incertitude sur la mesure de débit $\left|\frac{\Delta Q}{Q}\right| = \left|\frac{\Delta Vm}{Vm}\right| + \left|\frac{\Delta S(H)}{S(H)}\right|$.

L'incertitude sur la mesure de hauteur d'eau H peut être estimée à ± 0.5 cm, ce qui conduit à une erreur sur S(H) d'autant plus grande que la hauteur d'eau est faible:

pour H = 20 cm (hauteur minimale par temps sec) $\Delta S / S = \pm 3$ %;

pour H = 30 cm (hauteur maximale par temps sec et minimale par temps de pluie) $\Delta S / S = \pm 2$ %;

pour H = 50 cm $\Delta S / S = \pm 1$ %.

L'incertitude donnée par le constructeur pour la mesure de vitesse sur une corde d'ultrasons est $\Delta V / V = \pm 3$ %. Une évaluation de la mesure de vitesse par ultrasons a été réalisée par l'association [Réseau d'Ile de France, 90] dans un canal de mesure de la CNR et dans le bassin des Carènes, en eau claire. Elle a abouti aux incertitudes suivantes:

canal CNR $\Delta V / V = + 1$ à $+ 4$ % pour des vitesses allant de 0.5 à 3 m/s

$\Delta V / V = - 17$ % pour une vitesse de 0.1 m/s

bassin des Carènes $\Delta V / V = - 0.3$ à $- 3.3$ % pour des vitesses de 0.5 à 4 m/s

$\Delta V / V = - 9.7$ % pour une vitesse de 0.1 m/s

Les incertitudes mesurées sont faibles pour les vitesses supérieures à 0.5 m/s, mais peuvent être significatives pour une très faible vitesse d'écoulement (0.1 m/s).

Nous considérerons dans la suite une incertitude $\Delta V / V = \pm 4$ %.

L'incertitude sur la vitesse moyenne Vm peut être estimée à partir de l'incertitude $\Delta V / V$, en considérant que la distribution des vitesses dans la section suit un profil théorique logarithmique.

Soient Vi# la vitesse mesurée sur la corde située à la hauteur zi et Vi la valeur réelle de la vitesse sur cette même corde ;

V* la vitesse de cisaillement au fond et V*# = V* (1+ε) la valeur estimée à partir de Vi#

Vmoy# la vitesse moyenne estimée à partir de V*# et Vmoy la valeur réelle de la vitesse moyenne dans la section de mesure.

$$Vmoy\# = \frac{V\#*}{k}\left[\ln(\frac{V\#*}{\gamma}H) + Ck - 1\right] = \frac{V*(1+\varepsilon)}{k}\left[\ln(\frac{V*(1+\varepsilon)}{\gamma}H) + Ck - 1\right]$$

si ε << 1 alors $$Vmoy\# \approx \frac{V*(1+\varepsilon)}{k}\left[\ln(\frac{V*}{\gamma}H) + Ck - 1\right] \approx (1+\varepsilon)Vmoy$$

D'autre part :

$$Vi\# = V\#*\left[\frac{1}{k}\ln(\frac{V\#*}{\gamma}zi) + C\right] = V*(1+\varepsilon)\left[\frac{1}{k}\ln(\frac{V*(1+\varepsilon)}{\gamma}zi) + C\right]$$

si ε << 1 alors $$Vi\# \approx V*(1+\varepsilon)\left[\frac{1}{k}\ln(\frac{V*}{\gamma}zi) + C\right] \approx (1+\varepsilon)Vi$$

Donc $$\frac{Vmoy\# - Vmoy}{Vmoy} \approx \frac{Vi\# - Vi}{Vi} \approx \varepsilon$$

Donc nous pouvons considérer que $\Delta Vm / Vm = \Delta V / V = \pm 4\ \%$.

Pour les débits de temps sec

$\Delta S / S = \pm 3\ \%$ et $\Delta Vm / Vm = \pm 4\ \%$

donc $\boxed{\Delta Q / Q = \pm 7\ \%}$

Pour les débits de temps de pluie

$\Delta S / S = \pm 2\ \%$ et $\Delta Vm / Vm = \pm 4\ \%$

donc $\boxed{\Delta Q / Q = \pm 6\ \%}$

4.3.2. Comparaison avec des mesures de débit par traçage chimique

Les débits de temps sec à l'exutoire du bassin versant ont été mesurés à trois reprise au moyen d'un traçage chimique. Les heures choisies pour ces traçages (le 17/12/96 à 11:40; le 21/02/97 à 5:40 et le 21/02/97 à 10:00) permettent de couvrir la plage de variation des débits de temps sec. Lors de chaque traçage, 5 à 8 mesures de débit ont été effectuées sur une durée de 10 à 15 minutes. La variation des débits au cours de ces 15 minutes était inférieure à 7 %.

Cette opération avait pour but de valider les débits mesurés par l'appareil Ultraflux et d'évaluer les débits nocturnes. Le Tableau 38 donne les valeurs des débits mesurés et l'erreur relative sur la mesure de débit Ultraflux par rapport à la mesure de débit par traçage. Pour la hauteur d'eau de 19 cm, nous ne disposons pas de mesure de débit Ultraflux (sonde de vitesse lors d'eau). Le débit « Ultraflux » sera extrapolé à partir de la relation hauteur-débit établie d'après débits mesurés par Ultraflux pour des hauteurs d'eau de 23 à 30 cm durant le mois de février 97.

Tableau 38: résultats des mesures de débit par traçage

Date et heure	Hauteur d'eau	Débit traçage	Débit Ultraflux	Erreur relative (%)
21/02/97 5:40	19 cm	32.4 à 33.1 l/s	*30.3 l/s*	-9 à -7 (moyenne -8 %)
17/12/96 11:40	25 cm	106 à 109 l/s	99 à 107 l/s	-8 à +1 (moyenne -5 %)
21/02/97 10:00	27 cm	100 à 114 l/s	95 à 104 l/s	-7 à +0 (moyenne -3 %)

Les débits mesurés par le débitmètre Ultraflux paraissent légèrement sous-estimés par rapport aux débits mesurés par traçage chimique. L'écart reste cependant faible (inférieur à 9% dans tous les cas) et peut être imputé à l'incertitude des mesures Ultraflux mais aussi à l'incertitude des mesures par traçage chimique.

4.3.3. Conclusion sur l'incertitude des mesures de débit et de volume à l'exutoire

L'évaluation théorique et expérimentale de l'incertitude sur la mesure du débit à l'exutoire nous amène à retenir la valeur $\Delta Q / Q = \pm 7\%$.

Le volume total au cours d'un événement pluvieux est donné par $V = \sum_{to}^{tf} Q_i \Delta t$, où Δt est le pas de temps d'enregistrement des débits (2 mn dans notre cas), Qi le débit moyen durant Δt, to l'heure de début de l'événement et tf l'heure de fin d'événement. to et tf sont déterminés par comparaison entre l'hydrogramme de la pluie et l'hydrogramme de temps sec. Si l'on suppose que l'incertitude sur la détermination de to et de tf est négligeable, alors $\frac{\Delta V}{V} \equiv \frac{\Delta Q}{Q} = \pm 7\%$.

4.4. Synthèse des incertitudes sur les mesures pluviométrique, les débits et les volumes

Nous avons regroupés en Tableau 39 les valeurs retenues pour l'incertitude de mesure de la pluviométrie, et l'incertitude sur les débits et les volumes au niveau des différents sites de mesure.

Tableau 39: valeurs retenues pour les incertitudes de mesure de la pluviométrie, des débits et des volumes

Pluviométrie	$\left\|\frac{\Delta I}{I}\right\| \approx 0.05 + 7.10^{-4} I$ et $\left\|\frac{\Delta H}{H}\right\| \approx 0.05 + \frac{0.2}{H}$
Volume ruisselé / surface	$\left\|\frac{\Delta Vruis}{Vruis}\right\| \approx 0.25 + \frac{0.2}{H}$
Débit et volume chaussées	$\left\|\frac{\Delta Q}{Q}\right\| \approx 0.01 + 7.10^{-6} Q$ et $\left\|\frac{\Delta Vtot}{Vtot}\right\| \approx 0.01 + \frac{20}{Vtot}$
Débit et volume exutoire	$\left\|\frac{\Delta Vtot}{Vtot}\right\| \approx \left\|\frac{\Delta Q}{Q}\right\| \approx 0.07$

Notations :

H = hauteur de pluie (mm)

I = intensité de pluie (mm / h)

Vruis = volume ruisselé par hectare (l / ha)

Q = débit (l / h pour les chaussées et m^3 / s à l'exutoire)

Vtot = volume total au cours de l'événement (m^3)

CONCLUSION
DE LA PARTIE 1

CONCLUSION :

SYNTHESE DU CONTEXTE EXPERIMENTAL

Mettre en place un dispositif expérimental d'étude de la qualité des eaux pluviales urbaines : les leçons du Marais

Assurer des données fiables et représentatives…

Le cas du bassin versant du Marais illustre la difficulté à mettre en place un dispositif de mesure de la qualité des eaux pluviales urbaines qui permette d'obtenir des données représentatives et fiables.

La représentativité des concentrations flux et masses polluantes mesurées est conditionnée principalement par le choix du site de mesure et le choix du dispositif de mesure.

Le site de mesure devra être choisi de façon à assurer sa représentativité par rapport au type d'effluent que l'on souhaite étudier et ainsi permettre l'extrapolation des données acquises. Une bonne connaissance du bassin versant drainé est de ce fait nécessaire. Cette connaissance du site est également indispensable à la compréhension des mécanismes en jeu et à leur modélisation. Délimitation du bassin versant, topographie, occupation du sol, population, type de rejet, description du réseau d'assainissement… sont autant d'éléments indispensables à la compréhension du fonctionnement hydraulique du bassin versant, à l'identification des sources potentielles de pollution et à l'étude des mécanismes de génération et de transport de la pollution.

Le dispositif de mesure est quant à lui susceptible d'introduire un certain nombre de biais conduisant à des divergences plus ou moins importantes entre les valeurs réelles et les valeurs mesurées. Ces biais peuvent être limités si l'on respecte un certain nombre de règles concernant les performances des équipements de mesure, leurs conditions d'installation et les protocoles de mesure (notamment protocoles de prélèvement, de conservation des échantillons et d'analyse). Nous avons synthétisé en Tableau 40 les principaux critères à respecter lors du choix et de l'installation d'un système de prélèvement automatique d'échantillons.

Tableau 40 : critères à respecter lors du choix et de l'installation d'un préleveur automatique

Source d'erreur	Précautions à prendre
Représentativité du point de prélèvement	S'assurer du bon mélange de l'effluent à l'endroit de la prise d'eau Positionner la prise d'eau à mi hauteur d'eau (choisir un système de fixation qui permet de suivre les fluctuations de niveau)
Ségrégation au niveau de la prise d'eau	Vitesse de prélèvement > vitesse de l'écoulement
Ségrégation durant le transport	Vitesse de prélèvement > 10 × vitesse de sédimentation Prélever des échantillons de grand volume (> 300 ml) Le tuyau de prélèvement doit suivre une pente ascendante depuis la prise d'eau jusqu'au préleveur (veiller à ce qu'il n'y ait pas de goulot d'étranglement, de point bas ou de courbure vive)
Contamination	Purge puissante avant et après prélèvement
Colmatage	Diamètre du tuyau de prélèvement > 12 mm Favoriser l'auto nettoyage du tuyau (orientation dans le sens de l'écoulement, fixation souple)

Dans le cas du bassin versant du Marais, la première année de recherche a été consacrée à une description méthodologique du site expérimental (synthétisée en Tableau 41), tant en surface qu'en réseau, accompagnée d'une réflexion sur le choix des points de mesure, le choix des équipements et de leurs conditions d'installation (Tableau 42), ainsi que la mise au point et le test des protocoles d'analyse (Tableau 43). Cette phase préliminaire, trop souvent négligée lors de la mise en place de campagnes expérimentales, est une étape indispensable pour assurer la validité des mesures de pluie, de débit et de qualité, permettre leur extrapolation et leur interprétation.

Tableau 41: Le bassin versant du Marais : "Carte d'identité"

Surface du bassin versant	**Réseau d'assainissement**
Situation : Paris centre, 3ème et 4ème arr. Taille : 41.9 ha Population : 12 372 hab. Occupation du sol : Résidentiel + activités du secteur tertiaire Répartition des surfaces : Toitures : 54.4% voirie : 23.2% cours, jardins, squares : 22.4% Pente moyenne de la voirie : 0.84%	TYPE DE RESEAU : Unitaire, visitable, ramifié Sections : Ovoïdes et ovoïdes à banquettes PENTES : 0.025 à 2.13% pour les égouts élémentaires 0.04 à 0.09% pour les 3 collecteurs ENCRASSEMENT : Important dans les parties amont des collecteurs Faible dans les égouts élémentaires
Particularités du site : Nettoyage intensif de la voirie (surtout trottoirs et caniveaux) Rejets importants d'eaux claires (fuites des canalisations, réservoirs de chasses, eaux de lavage de voirie…)	

Tableau 42: synthèse du dispositif expérimental

Type d'eau	Nombre de sites	Mesures effectuées	Paramètres étudiés	Equipement
Pluviométrie	2	Hyétogramme de pluie	∅	Pluviomètre à auget
Ruissellement des toitures	4 + 7	Concentration moyenne	MES, MVS, DCO, DBO5, Cd, Cu, Pb, Zn, hydrocarbures	Fût de collecte
Ruissellement des cours	3	Concentration moyenne		Echantillonneur automatique asservi au temps + détecteur de pluie
Ruissellement des chaussées	6	Débit Concentration moyenne Pollutogrammes	MES, MVS, DCO, DBO5, Cd, Cu, Pb, Zn, hydrocarbures, Vitesses de chute	Débitmètre (chaussées : augets basculants ou déversoir, exutoire : Ultraflux) + 2 échantillonneurs automatiques asservis au débit (monoflacon et multiflacon)
Unitaire temps de pluie	1			
Unitaire temps sec				
Lavage voirie	3	Débit Concentration moyenne		

Tableau 43: Protocoles d'analyses

MES	Filtration sur filtre en fibre de verre GFF Whatmann, séchage à 105°C
MVS	Calcination à 525°C des filtres ayant servis à la détermination des MES
DCO	Micro-méthode HACH
DBO5	Dosage électrochimique de l'oxygène dissous à t=0 et après 5 jours d'incubation à 20°C
Métaux	Spectrométrie d'adsorption atomique
Hydrocarbures	Chromatographie en phase gazeuse
Vitesse de sédimentation	Protocole CERGRENE95, basé sur une méthode de suspension homogène sans prétraitement de l'échantillon

La fiabilité des données expérimentales passe également par une maintenance régulière, lourde et coûteuse, de l'ensemble des équipements. L'entretien des sites de mesure sur le bassin versant est effectué de façon hebdomadaire ainsi qu'à chaque prévision de pluie, monopolisant trois personnes durant une journée.

Des incertitudes inévitables qu'il faut prendre en compte…

Le dispositif expérimental mis en place résulte le plus souvent d'un compromis entre le respect rigoureux de l'ensemble des critères assurant la validité des mesures, et les possibilités financières et techniques dont on dispose.

Nous avons pu constater dans le cas du Marais que les sources d'incertitudes sont importantes, malgré tout le sérieux apporté à la mise en place du dispositif expérimental. Les

principales sources d'incertitude dans le cas de notre recherche sont synthétisées en Tableau 44. On notera que l'incertitude d'analyse ne représente dans la plupart des cas qu'une fraction de l'incertitude globale. Dans le cas des effluents de temps de pluie prélevés en réseau d'assainissement, les principales sources d'incertitudes sont dues aux modifications de l'échantillon induites par le système de prélèvement et au mode de constitution de l'échantillon moyen.

Les incertitudes sur les concentrations et donc sur les masses mesurées sont importantes dans certains cas et il convient d'en tenir compte lors de l'interprétation des résultats.

Les valeurs retenues pour les incertitudes de mesure dans le cadre de ce travail sont synthétisées en Tableau 39 pour les débits et les volumes, et en Tableau 34 et Tableau 36 pour les concentrations.

Tableau 44: principales sources d'incertitude, dans le cas du Marais

Type de mesure		**Principales sources d'incertitude**
Pluviométrie		durée de remplissage de l'auget, état de remplissage du premier et dernier auget, hétérogénéité spatiale des pluies
Concentration moyenne au cours d'un événement pluvieux	Toitures	Homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Cours	Constitution de l'échantillon « moyen » (discrétisation de l'événement à pas de temps fixe) + homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Chaussées	Homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
	Exutoire	Constitution de l'échantillon moyen (manque de prélèvement en tout début et en fin d'événement) + incertitude de prélèvement moyennée (hétérogénéité dans la section, ségrégation au niveau de la prise d'eau, contamination, modification au cours du transport…) + homogénéisation de l'échantillon moyen + analyse
Concentration pollutogramme	Chaussées	Analyse
	Exutoire	Incertitude de prélèvement (hétérogénéité dans la section, ségrégation au niveau de la prise d'eau, contamination, modification au cours du transport…) + analyse
Débit, volume	Volume ruisselé / surface	Valeur du coefficient de ruissellement + hauteur de pluie
	Chaussées	Débitmètre à augets : durée de remplissage de l'auget, état de remplissage du premier et dernier auget Déversoir triangulaire : mesure de la hauteur d'eau + relation hauteur débit + compactage des données
	Exutoire	Mesure de hauteur d'eau+ mesure de vitesse + méthode de calcul du débit

PARTIE 2. CARACTERISATION DES EAUX URBAINES

CHAPITRE 2.1.

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE 2.1. :

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

1. LES EAUX USEES DE TEMPS SEC

1.1. Nature et origines des eaux usées de temps sec

Dans un réseau d'assainissement unitaire tel que celui du Marais, les eaux usées de temps sec peuvent être divisées en quatre catégories, suivant leur origine :

- Eaux usées domestiques, produites par les habitants résidant sur le bassin versant
- Eaux usées liées aux activités professionnelles sur le bassin versant : eaux usées « industrielles » issues des activités artisanales et commerciales du quartier, eaux usées produites par les personnes ne résidant pas dans le quartier (employés, clients, touristes…)
- Eaux de lavage de la voirie
- Eaux claires : fuites des réseaux d'eau potable et d'eau non potable circulant dans le réseau d'assainissement, infiltrations, fonctionnement des réservoirs de chasse.

Alors que la qualité des eaux de temps sec à l'entrée des stations d'épuration est relativement bien connue, il existe assez peu de données sur la qualité des eaux domestiques ou professionnelles et des eaux de lavage rejetées dans le réseau.

1.1.1. Volume et charge polluante des eaux usées domestiques

1.1.1.1. Volume d'eaux usées domestiques

D'après des mesures citées dans [Artières ; 87] et effectuées entre 1975 et 1980 en sortie d'habitation en France, les eaux usées domestiques représentent en moyenne un volume de 80 à 100 l/hab/j, dont 20 l/hab/j d'eaux vannes et 60 à 80 l/hab/j d'eaux ménagères. Cependant, alors que le volume d'eaux vannes est relativement constant, le volume d'eaux ménagères varie en fonction du standing de la maison. Selon les données plus récentes de [Butler et al. ; 95], issues de deux enquêtes menées l'une en Grande Bretagne et l'autre à Malte, la production d'eaux usées liée aux principaux usages domestiques (WC, douche et bain, évier, lavabo, machines à laver) est de l'ordre de 100 l/hab/j, à quoi il faut ajouter un

volume marginal lié à des usages divers. La répartition en fonction des différents usages de l'eau est indiquée en Tableau 45. Les WC s'avèrent être la principale source d'eaux usées domestiques, suivis des douche et bain. Les eaux vannes représentent 20 à 40% du débit d'eaux usées diurne et 60 à 90% du débit nocturne. Elles correspondent à 30% du volume journalier d'eaux usées domestiques.

WC	30 l/hab/j
Douche et bain	27 l/hab/j
Evier de cuisine	14 l/hab/j
Machine à laver	16 l/hab/j
Lavabo	11 l/hab/j

Tableau 45: production d'eaux usées domestiques par type d'usage, d'après [Butler et al. ; 95] (moyenne des deux enquêtes à Malte et en UK)

Selon [Valiron ; 84], la consommation d'eau potable par le secteur domestique dans l'agglomération parisienne serait de l'ordre de 130 l/hab/j, dont 33 l/hab/j de fuites chez l'abonné (fuites provenant à 80% des WC). Ces chiffres sont sans doute à revoir à la hausse du fait de l'évolution du confort des habitations depuis les années 80. De fait, selon une information qui nous a été communiquée par la Compagnie des Eaux de Paris, la consommation d'eau potable à usage domestique serait actuellement de 160 l/hab/j.

La production d'eaux usées domestiques fluctue au cours de la journée, avec une valeur quasi nulle durant la nuit, une production maximale le matin autour de 7-8h avant le départ au travail et un second pic en soirée de 17 à 22h. La Figure 25 illustre ce cycle journalier dans le cas de l'enquête menée à Malte par [Butler et Gatt ; 96].

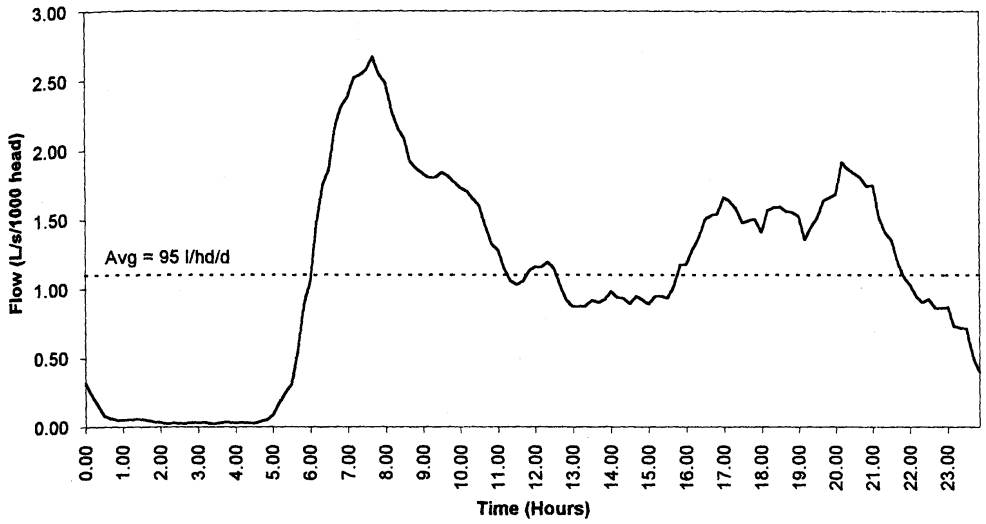


Figure 25 : production d'eaux usées domestiques au cours de la journée (en l/s/1000hab), d'après [Butler et al; 96]

1.1.1.1. Charge polluante des eaux usées domestiques

La charge polluante des eaux usées varie en fonction des usages de l'eau. Quatre études menées aux USA entre 1974 et 1986, citées dans [Butler et al. ; 95] fournissent des indications sur les masses polluantes journalières produites par les principaux usages d'eau domestique. Par ailleurs, [Durand et Golicheff ; 78] ont évalué la charge polluante des eaux ménagères produites par les cuisines, les salles de bains et les machines à laver (eaux vannes non prises en compte) de deux pavillons et d'un immeuble collectif, en France. Ces données sont synthétisées en Tableau 46.

Tableau 46: production de solides et de matières organiques par les différents rejets d'eau usées domestiques (références : [1] = études menées aux USA, citée dans [Butler et al. ; 95] ; [2] = études françaises, citées dans [Durand et Golicheff ; 78])

	MES (g / hab. / j)		DCO (g / hab. / j)		DBO5 (g / hab. / j)	
Référence	[1]	[2]	[1]	[2]	[1]	[2]
WC	12.5 à 31	-	68		10.5 à 23.5	
Douche, bain et lavabo	2 à 8	2 à 3	12	7 à 10	3 à 9	3 à 5.5
Evier de cuisine	3 à 4.5	5.5 à 17	19	18 à 57	6 à 9	9 à 26
Machine à laver	7 à 11	3 à 4	20	11 à 21	8 à 15	3.5 à 7
Total eaux ménagères	15.5 à 17.5	11 à 24	51	45.5 à 85	24.5 à 26	18.5 à 36
Total eaux ménagères + eaux vannes	30 à 46	-	119	-	37 à 49	-

D'après les données américaines citées par [Butler et al. ; 95], la masse totale de MES générée par un habitant est de l'ordre de 30 à 46 g / hab / j et la masse de DBO5 de 37 à 49 gO2 / hab / j. Les WC sont la principale source de matière en suspension et de matière organique des eaux usées, suivis de la machine à laver et de l'évier de cuisine. Les masses polluantes mesurées en France et aux USA dans les eaux usées ménagères sont relativement comparables, bien que les charges mesurées en France pour les eaux de cuisine soient plus élevées que celles mesurées aux Etats Unis.

Selon une étude suédoise citée par [Artières ; 87], la teneur en matières organiques des matières en suspension dans les eaux usées ménagères est de l'ordre de 87%. Nous ne disposons pas de données sur la teneur en matière organique des particules des eaux vannes, mais elle est vraisemblablement équivalente ou supérieure à celle des eaux ménagères.

A partir des données du Tableau 45 et du Tableau 46, [Butler et al ; 95] ont estimé la concentration moyenne en DBO5 pour chaque type d'usage de l'eau. Les concentrations les plus élevées, de l'ordre de 650 à 750 mg / l, sont obtenues pour l'évier de cuisine, les WC et la machine à laver. Les eaux provenant du lavabo et du bain sont nettement moins chargées,

avec des concentrations en DBO5 de 150 à 275 mg/l. Les différences d'usage de l'eau au cours de la journée induisent vraisemblablement une variation de la qualité des effluents domestiques. D'après les estimations de Butler, la concentration en DBO5 des eaux usées domestiques varierait d'un facteur 1.5 à 2 au cours de la journée.

Nous disposons de peu de données bibliographiques sur les concentrations en micro polluants des eaux usées domestiques à la sortie des habitations. Selon [Lester ; 87], les métaux sont présents dans de nombreux produits à usage domestiques susceptibles d'être rejetés à l'égout, tels que les cosmétiques, les onguents, les produits d'entretien, les médicaments, les peintures. [Isaac et al. ; 97] évoquent une production domestique, liée à la nourriture et aux produits de consommation, de 3.5 mg/hab/j pour le cuivre et 600 µg/hab/j pour le plomb. Selon (Koppe et Klopp ; 84) cités dans [Gutekunst ; 88], les eaux de nettoyage et notamment les eaux de lavage des vêtements seraient la principale source de métaux dans les eaux usées domestiques. Ces auteurs citent des concentrations moyennes métalliques dans les eaux usées strictement domestiques de 3 µg/l de cadmium, 150 µg/l de cuivre, 100 µg/l de plomb et 500 µg/l de zinc. La teneur métallique dans les matières fécales serait de l'ordre de 2 µg/g de cadmium, 68 µg/g de cuivre, 11 µg/g de plomb et 250 µg/g de zinc.

La concentration métallique des eaux usées dépend fortement de celle de l'eau potable. En effet, la concentration métallique dans l'eau potable peut être significative, en particulier pour le cuivre et le plomb, du fait de la corrosion des canalisations en plomb et des tuyauteries en cuivre utilisées dans les habitations. A titre indicatif nous citons, dans le Tableau 47, les concentrations métalliques mesurées dans l'eau du robinet de Melbourne (Australie) et de quatre villes aux USA. Dans le cas des quatre villes des Etats Unis étudiées par [Isacc et al. ; 97], la corrosion des canalisations d'eau potable serait à l'origine de 50 à 87% de la charge en cuivre des eaux usées domestiques et de 33 à 91% des charges en plomb. Notons que les eaux potables de ces villes sont caractérisées par des pH légèrement acides, avec une alcalinité et une dureté faible ; il s'agit donc d'eaux corrosives.

L'eau potable distribuée à Paris, d'après les informations qui nous été transmises par la Compagnie des Eaux de Paris, est caractérisée par des pH supérieurs à 7 et des concentrations élevées en $CaCO_3$. Il s'agit d'eaux incrustantes et non corrosives, conduisant à la formation de dépôts de calcite dans les canalisations. Dans notre cas, les apports de métaux par corrosion des canalisations devraient donc être faibles.

Tableau 47: concentration métalliques dans l'eau potable prélevée dans les habitations

Référence	Australie [Wilkie et al. ; 96]	Etats Unis [Isaac et al. ; 97] (après 6h de non utilisation du robinet)				Eau potable Réglementation française [Rodier ; 96]
Ville	Melbourne	Clinton	Gardner	Fall River	New Bedford	
Cu (µg/l)	33	240	1430	31.9	73.7	≤ 1000
Pb (µg/l)	8.6	13.4	22.3	8.3	9.3	≤ 50
Zn (µg/l)	49					≤ 5000

Les apports d'hydrocarbures liés aux usages domestiques sont faibles. Selon une étude de Farrington et Quinn, citée dans [Hoffman et al. ; 87] les quantités d'hydrocarbures liées aux rejets d'huiles de cuisine sont faibles et ces hydrocarbures sont de nature différente de ceux trouvés en entrée de STEP. Cependant, [Hoffman et al. ; 87] soulignent l'importance des rejets d'huiles de vidange de voitures dans le réseau d'assainissement. D'après une enquête réalisée auprès de 1000 habitants de Providence (USA), 35% changent leur huile eux même et 11% déversent les huiles usagées dans le réseau ou sur la route. Les huiles moteur automobiles seraient d'ailleurs la principale source d'hydrocarbures à l'entrée de la station d'épuration de New York.

1.1.2. Volume et charge polluante des eaux usées « professionnelles »

Le volume et la nature de ces eaux usées sont évidemment extrêmement variables suivant le type d'activité professionnelle. Nous nous limiterons donc à quelques données concernant l'agglomération parisienne.

Selon une enquête réalisée en 1979 et citée dans [Valiron ; 84], la consommation d'eau potable de l'agglomération parisienne, qui était à l'époque de 211 l/hab/j, se répartissait de la façon suivante :

secteur domestique : 130 l/hab/j

secteur professionnel : 81 l/hab/j, dont
- secteur tertiaire : 21 l/hab/j
- écoles : 8 l/hab/j
- industries et divers : 52 l/hab/j.

A l'heure actuelle, à Paris, la consommation d'eau potable pour les usages professionnels serait équivalente à la consommation domestique, soit 160 l/hab/j (selon information de la Compagnie des Eaux de Paris) pour une consommation totale de 320 l/hab/j.

La pollution provoquée par les usages domestiques et les activités du secteur tertiaire a été évaluée par les Agences de l'Eau ([Valiron ; 84]), pour Paris, à 126 g/hab/j de MES et 80 g/hab/j de matière organique. Ces chiffres paraissent très élevés par rapport à la production

de 30 à 46 gMES/hab/j mesurée en sortie d'habitation ([Butler et al. ; 95]). Notons cependant qu'il n'est pas précisé comment ces chiffres ont été obtenus. Il est probable qu'il s'agisse plutôt d'un flux mesuré à l'exutoire du réseau, au quel cas il peut englober d'autres apports notamment une érosion des sédiments du réseau ainsi que les eaux de nettoyage de voirie.

1.1.3. Volume et charge polluante des eaux de lavage de voirie et des eaux claires

Nous ne disposons que de très peu d'informations sur la quantité et la qualité des ces eaux. Selon l'étude de diagnostic du réseau d'assainissement parisien, les apports d'eau non potable, utilisée principalement pour le lavage de voirie, l'alimentation des réservoirs de chasse et l'arrosage des espaces verts, représenteraient environ 90 l/hab/j, et les apports d'eaux claires environ 80 l/hab/j.

Les eaux claires sont par définition peu chargées ce qui conduit à une dilution des effluents de temps sec. Cependant, elle induisent une augmentation des débits d'écoulement dans le réseau et donc une augmentation de la capacité de transport de l'écoulement.

Les eaux de lavage de chaussées sont susceptibles de véhiculer le même type de polluants que ceux trouvés dans les eaux de ruissellement de chaussée. Ce sont donc une source potentielle de MES mais aussi de métaux lourds et d'hydrocarbures.

1.2. Caractéristiques des eaux usées de temps sec à l'exutoire des réseaux unitaires

1.2.1. Ordre de grandeur des volumes et des charges journaliers

Le Tableau 48 synthétise des données bibliographiques concernant le volume journalier, les concentrations moyennes journalières et les masses par habitant des eaux usées urbaines, par temps sec, à l'aval des réseaux unitaires.

Les débits d'eaux usées (exprimés en m3/hab/j) ainsi que les masses polluantes véhiculées (en mg/l ou en g/hab/j) sont très variables d'un site de mesure à un autre, car fonction du volume des eaux claires et des eaux de lavage, des activités professionnelles du bassin versant et des caractéristiques du réseau d'assainissement. Les valeurs mesurées sur le collecteur des Coteaux peuvent être considérées comme les plus représentatives des eaux usées parisiennes.

Tableau 48 : synthèse biliographique des volumes, concentration et flux d'eaux usées de temps sec ([x]=référence, voir Tableau 49)

		Paris, collecteur des Coteaux [1]	Autres données bibliographiques (références en Tableau 49)
Débit	l/j/hab	398 – 485	100 à 300 [3] et [6], 634 [9]
	m3/s		
MES	g/jour/hab	31 – 71	55 à 90 ([2], [6] et [9])
	mg/l	78 – 151	100 à 500 ([2], [6], [9], [7])
DCO	g/jour/hab	60 – 140	
	mg/l	152 – 298	250 à 1000 ([2], [6], [9], [7])
DBO5	g/jour/hab	29 – 65	60 à 90 ([2], [6] et [9])
	mg/l	72 – 137	100 à 400 ([6], [7], [9])
Cadmium	µg/jour/hab	180 – 4700	195 à 425 [5]
	µg/l	0.4 – 10	1 à *10* ([5], [4])
Cuivre	mg/jour/hab		29 à 37 [5]
	µg/l		83 à 100 ([4] et [5]); 360 [8]
Plomb	mg/jour/hab	8.6 – 37.8	8,1 à 23 ([5] et [6])
	µg/l	19 – 80	5 à *78* ([4], [5], [9]); 160 [6], 400 [8]
Zinc	mg/jour/hab	99.5 – 253	108 à 146 [5]
	µg/l	250 – 570	100 à *570* ([4], [5], [7]); 925 [8]
Hydroc.	mg/jour/hab	160 – 1090	1325 [6]
	mg/l	0.4 – 2.25	*0,4 à 2,25* ([7], [9]) 9.2 [6]

Tableau 49 : liste des références et caractéristiques des sites de mesure

	Références	Site de mesure et caractéristiques	Surface du BV (ha)	Nombre d'habitants
[1]	[LROP ; 80] [Phillipe et Ranchet ; 87]	collecteur des Coteaux à Paris	175.4	49500
[2] [3] [4]	[Degrémont ; 89] [Chebbo et al. ; 95] Cottet (1980)	synthèses bibliographiques		
[5]	[DSEA Val de Marne et Lyonnaise des Eaux ; 95]	collecteurs de Cachan et de Joinville		310 000 140 000
[6]	[Phillipe et Ranchet ; 87]	Mantes la Ville	72	4800
[7]	[SAFEGE ; 96] [Seidl et al. ; 98]	mesures sur le bassin versant de Boulogne Billancourt et trois sous bassins	4,7 10,2 28 47.6	
[8]	[LHRSP ; 95]	bassin versant de Boudonville près de Nancy	660	
[9]	[Bachoc et al. ; 92]	aval du collecteur 13 à Marseille	144	30000

Les hydrocarbures mesurés par temps sec en entrée de station d'épuration sont constitués majoritairement de produits pétroliers raffinés et dégradés (Eganhouse et Kaplan, cités dans [Hoffman et al. ; 87]). Ces hydrocarbures proviennent en grande part des activités industrielles.

1.2.2. Variabilité des flux journaliers en MES

1.2.2.1. Variabilité en fonction du site de mesure

La grande disparité des masses de MES par habitant, en fonction du site de mesure considéré (voir Tableau 48), est liée aux apports provenant des activités non domestiques mais également aux différences de capacité de transport des écoulements. Les charges journalières en MES au débouché du réseau sont plus élevées pour des réseaux à forte pente que pour des réseaux à faible pente selon [Artières ; 87]. Dans le premier cas, une érosion des solides déposés dans le réseau est probable, alors que le second cas est favorable à la sédimentation. [Artières ; 87] note par ailleurs que les particules transportées par temps sec sont d'autant plus organiques que les pentes du réseau sont faibles.

1.2.2.2. Variabilité en fonction de la durée de temps sec précédente

[Bertrand-Krajewski ; 92] et [Bellefleur ; 89] ont mis en évidence, à partir de 6 journées de mesure des eaux de temps sec, une augmentation des flux journaliers de MES à la sortie du réseau d'assainissement d'Entzheim en fonction de la durée de temps sec précédente. Ces auteurs expliquent le phénomène de la façon suivante : « après une pluie, des sites favorables à la sédimentation des particules sont libérés et, au cours des journées de temps sec qui suivent, les particules sédimentent jusqu'à saturation de ces sites si la période de temps sec est suffisante ». D'après les calculs de [Bertrand-Krajewski ; 92] le flux d'accumulation des particules décroît avec la durée de temps sec et la masse de solides de temps sec sédimentant dans le réseau après un épisode pluvieux tend vers une limite. Des résultats semblable ont été établis par (Krauth 70) cité par [Bertrand Krajewski ; 92] pour le réseau de Büsnau en Allemagne. Cette diminution du flux de sédimentation avec la durée de temps sec expliquerait l'augmentation des flux mesurés à l'exutoire.

Selon [Verbanck et al. ; 94] ce phénomène d'accumulation asymptotique des particules de temps sec, avec une augmentation rapide de la masse de dépôt jusqu'à atteindre un équilibre après 12 à 20 jours, n'est valable que pour les portions du réseau drainant de petits basins versants.

Les recherches de [Ristenpart et Uhl ; 93], à Hildesheim (Allemagne), montrent que les hauteurs de dépôts tendent par temps sec vers un état d'équilibre qui est fonction des conditions hydrauliques.

1.2.2.3. Variabilité en fonction du jour de la semaine

[Verbanck ; 89] observe un phénomène de sédimentation des particules durant le week-end dans le collecteur principal de Bruxelles : alors que la masse de NH3 dissous (traceur des eaux usées domestiques) mesurée durant le week-end correspond bien à la masse théorique calculée à partir de la masse de NH3 par équivalent habitant et de la population du bassin versant, la masse de MES mesurée correspond quand à elle seulement à 57% de la masse théorique. Cette différence entre les paramètres NH3 et MES n'est pas observée durant la semaine.

1.2.3. Variabilité journalières des débits et flux d'eaux usées

Les fluctuations des débits et des concentrations d'eaux usées au cours de la journée sont d'autant plus marquées que l'on se situe très à l'amont du réseau, où l'impact de chaque apport individuel se fait ressentir, alors que plus à l'aval les phénomènes sont lissés (Pisano et al. 79, CIRIA 87, cités dans [Coghlan ; 95]).

On observe en général un cycle journalier assez régulier des débits. Les valeurs minimales sont mesurées vers 4h du matin, les valeurs maximales entre 8h et 13h ([Coghlan ; 95], [Degrémont ; 89]). Dans les grandes agglomérations on ne constate qu'une seule pointe de débit, alors que pour les petites agglomérations une seconde pointe est visible en soirée. Ce cycle peut varier en fonction du jour de la semaine, avec notamment des différences entre week-end et jour de semaine ([Verbanck ; 89]) ; et en fonction de la saison, avec des différences marquées dans les grandes agglomérations pour les périodes de congés.

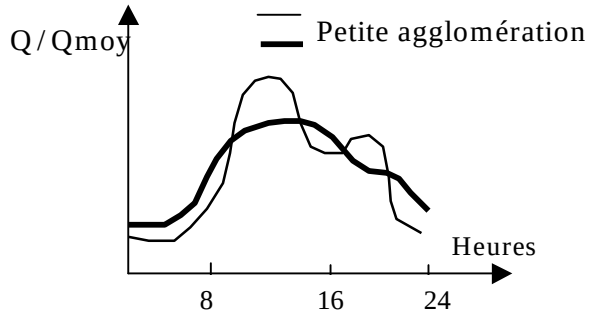


Figure 26: variations journalières du débit Q d'eaux usées d'une collectivité urbaine [Degrémont; 89]

Les concentrations suivent un cycle journalier en phase avec le débit. Divers auteurs ont mis en évidence une relation croissante entre le flux horaire de solides et le débit horaire. Dans le cas du bassin versant de Frejlev, au Danemark, drainant des eaux usées domestiques, sans eaux parasites, [Schlütter ; 98] a établi la relation suivante : $MMES=97.1Q^{0.69}$ où MMES (en mg/s) est le flux horaire de MES et Q (en l/s) le débit horaire. Dans le cas du bassin versant d'Entzheim, [Bertrand-Krajewski ; 92] propose une relation exponentielle entre MMES et Q. Il note cependant que la dispersion des points reste importante et que le débit n'est pas le seul paramètre explicatif des variations de flux.

Ce cycle journalier des concentrations peut s'expliquer soit par un variation de la qualité des eaux usées produites à différents moment de la journée, soit par une variation de la capacité de transport de l'effluent au cours de la journée.

De nombreux auteurs ([Verbanck ; 95], [Geiger ; 87], [Coghlan ; 95], [Ristenpart et al. ; 93]) affirment que le cycle journalier des débits induit une variation de la capacité de transport de

l'effluent au cours de la journée, avec une tendance à la sédimentation durant le creux nocturne, suivi éventuellement d'une remise en suspension des dépôts durant le pic de débit matinal. D'après les mesures faites par [Ashley et al. ; 92] dans le réseau de Dundee, des dépôts significatifs se produiraient par temps sec lorsque la contrainte de cisaillement est inférieure à 1.8 N / m2. [Ashley et al. ; 93] notent que le phénomène d'érosion au moment du pic de débit diurne n'est pas systématique mais dépend de la contrainte de cisaillement de l'écoulement et de la nature des dépôts. [Ristenpart et Uhl ; 93] ont mesuré la contrainte de cisaillement de l'écoulement de temps sec et la hauteur de dépôt, en continu, en un point du réseau unitaire de Hildesheim. Les résultats montrent une fluctuation journalière de la contrainte de cisaillement qui décroît de 2h à 7h puis croît de 8h à 12h. Les dépôts ont été érodés pour des contraintes de cisaillement supérieures à 0.44 à 1.02 N/m^2 (suivant la période de mesure), alors qu'une sédimentation a eu lieu pour des contraintes de cisaillement inférieures à 0.04 à 0.67 N/m^2.

1.2.4. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux usées de temps sec

Les particules en suspension dans les eaux usées urbaines sont en grande majorité organiques, avec des teneurs en MVS de 70 à 80% et une densité faible de l'ordre de 1 à 1.5 (voir Tableau 50). Ce sont des particules très fines dans l'ensemble, avec un diamètre médian de l'ordre de 30 à 40 µm ([Chebbo ; 92], [Verbanck et al. ; 94]). Les analyses granulométriques effectuées sur des échantillons moyens journaliers des eaux de temps sec à Bruxelles par [Verbanck et al. ; 94] mettent en évidence :

- une majorité de particules fines ; 45% de la masse de particules ont un diamètre de 11 à 45 µm ;
- l'existence d'une fraction de particules de taille relativement grande ; 25 % des particules en masse ont un diamètre supérieur à 125 µm. Ces particules qui sont constituées à 90% de matière organique et ont une densité proche de 1, correspondent à des papiers, des fibres etc..

Ces particules fines et organiques sédimentent difficilement. Le Tableau 51 regroupe des données de vitesse de chute mesurées en Europe et en Amérique du nord. Bien que très variable d'une étude à une autre, la vitesse de chute médiane était dans tous les cas inférieure ou égale à 0.6 cm / s.

Tableau 50: granulométrie, densité et teneurs en matière organique des solides en suspension dans les eaux usées de temps sec

Référence	[Chebbo ; 92] [Laplace ; 91]	[Verbanck et al. ; 94]
Diamètre médian D50 (mm)	0.037	0.03 à 0.04
Densité	1.52	≈ 1
% MVS / MES	80 %	70 à 80 %

Tableau 51 : vitesse de chute médiane V50 des eaux usées de temps sec

Référence	Site	V50 (cm / s)
[Chebbo ; 92]	Marseille, collecteur 13	0.018 et 0.36
[Verbanck et al. ; 94]		0.4 à 0.5
[Pisano ; 96]	Presque Ile, Philadelphia, San Francisco, Toronto	0.03 à 0.066
[Brombach et al. ; 93]	Bad Mergentheim	0.1 à 0.6
[Andoh et al. ; 95]	6 sites en Grande Bretagne	0.001 à 0.35

Les concentrations d'hydrocarbures sont très variables d'un site à un autre, par contre le rapport HCtotaux/MES paraît plus stable. [Hoffman et al. ; 87] citent des valeurs de l'ordre de 0.018 à 0.07 mgHC/mgMES.

1.3. Conclusions sur les données bibliographiques concernant les eaux de temps sec

A l'heure actuelle, nous disposons d'assez peu de connaissances sur la qualité des eaux usées de temps sec produites par les différents types d'usages de l'eau, avant leur transfert en réseau d'assainissement.

Le grand nombre des données acquises concerne les flux de temps sec à l'exutoire des réseaux unitaires, et en particulier à l'entrée des stations d'épuration. Ces données paraissent très variables d'un site à un autre. Elles sont difficiles à exploiter car l'occupation du sol sur le bassin versant drainé est rarement homogène et souvent mal connue, et les effluents correspondent à différents types d'activités dont des activités industrielles. De plus, les effluents de temps sec sont susceptibles de subir d'importantes modifications au cours de leur transfert en réseau. Il semblerait en particulier que des processus de sédimentation et d'érosion aient lieu. Ces processus dépendent des caractéristiques du réseau (pente et dimensions en particulier) et des débits de temps sec. Ils sont susceptibles de varier au cours de la journée.

Les connaissance actuelles soulèvent des interrogations quant aux processus qui se déroulent dans le réseau par temps sec. Ces processus sont d'une grande importance vis à vis de la pollution des eaux pluviales car ils déterminent l'état initial des stocks de polluants présents dans le réseau en début de pluie.

Par ailleurs, nous avons trouvé relativement peu de données sur les caractéristiques des effluents de temps sec à l'amont du réseau d'assainissement notamment sur la répartition de la pollution entre les formes dissoutes et particulaires et sur les teneurs en micropolluants des particules transférées par temps sec.

2. LES EAUX DE RUISSELLEMENT

2.1. Origines de la pollution des eaux de ruissellement

La pollution des eaux de ruissellement urbaines a pour origine d'une part le lessivage de l'atmosphère et d'autre part le lessivage et l'érosion des surfaces urbaines.

2.1.1. Lessivage de l'atmosphère

La condensation de la vapeur d'eau atmosphérique autour des particules et la solubilisation d'un certain nombre de polluants dans les gouttelettes nuageuses [Autugelle, 94] conduit à un lessivage de l'atmosphère par les eaux météoriques. Ce lessivage détermine la pollution de l'eau de pluie au moment ou elle touche le sol, également désignée sous le terme « retombées atmosphériques humides ».

Tableau 52 : concentrations dans l'eau de pluie

	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6a]	[6b]	[7]	[8]
pH		4.9	5 à 6.6	-	-	-	-	4 à 7	3.3 à 6.5
MES mg/l	< 20 généralement	-	6 à 55 moy.=17	-	-	-	-	-	1 à 16
DCO mg/l	4.8 à 33	5	-	-	-	-	-	20 à 30	2 à 7
DBO5 mg/l	3 à 17.6 < 8 généralement	-	-	-	-	-	-	-	-
Cd µg/l	-	1.5	-	0.5	-	0.17	0.7	-	0.15 à 2.4
Cu µg/l	-	1.5	-	13.3	-	2.92	34.4	-	1.2 à 12.1
Pb µg/l	0 à 300 moy. = 100	5	40 à 520 moy.=200	23.5	3 à 135 moy.=23	8.4	21.1	0 à 150	<7 à 33.4
Zn µg/l	-	5	15 à 60 moy.=34	74	0 à 11940 moy.=980	-	234.6	20 à 80	4 à 198
Hc mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	<0.03 à 1.7

[1] : [Nowakowska ; 96] Pologne - [2] : [Xanthopoulos et al. ; 93] Karlsruhe / Waldstadt - [3] : [Yaziz ; 89] Malaysie - [4] : [Van Dam et al. ; 86] Pays Bas - [5] : [Chang et al. ; 93] Texas - [6] : [Dannecker et al. ; 90] Hamburg ([6a] : zone résidentielle [6b] : zone industrielle) - [7] : [Valiron et al. ; 92] – [8] : [Grange et Deutsch ; 86] Les Ulis et Maurepas, région parisienne

La concentration en polluants des eaux de pluie, comme on peut le constater d'après les données du Tableau 52, est très variable d'un site à un autre et d'une pluie à une autre. Elle reflète l'importance de la pollution de l'atmosphère qui dépend :

- des sources locales de pollution atmosphérique ;

- de la topographie du site (vallée encaissée ou plaine aérée..) ;
- des conditions météorologiques (importance et direction du vent, fréquence des pluies…).

Cependant, la disparité des résultats trouvés dans la littérature peut également s'expliquer par des différences dans les techniques d'échantillonnage et d'analyse.

Bien qu'il existe des sources naturelles de pollution atmosphérique (érosion éolienne, éruptions volcaniques, aérosols marins, incendies…) ce sont les sources anthropiques qui dominent en milieu urbain. On citera en particulier l'industrie (métaux, résidus pétroliers, micropolluants organiques), les transports, les chauffages collectifs et individuels, la combustion des ordures ménagères et industrielles. Selon Le Roch (cité dans [Colandini ; 97]) plus de 93% des émissions de métaux lourds dans l'atmosphère seraient d'origine anthropique. Par ailleurs [Olier et al. ; 89] estiment que le tiers des polluants émis dans l'atmosphère retombent sous forme de retombées humides.

L'origine de la pollution atmosphérique est à la fois endogène et exogène. De fait, les polluants atmosphériques peuvent être transportés par le vent sur de grandes distances, et provenir de zones relativement éloignées des sites de retombées. Les très fortes retombées humides de zinc mesurées par [Chang ; 93] au Texas peuvent être reliés à une zone importante de raffineries pétrolières distante de 240 km du site de mesure. Les retombées humides sont également influencées par les émissions locales. [Danneker ; 90] note une forte contribution des retombées humides à la pollution des eaux de ruissellement d'une zone industrielle (20 à 78 % pour les quatre métaux Cd, Cu, Pb et Zn), alors que cette contribution est faible (< 14 %) pour la zone résidentielle située à 10 km de distance.

On estime généralement que, pour la plupart des paramètres, 15 à 25 % de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est imputable à la pollution de l'eau de pluie. Cette proportion peut être nettement plus forte pour certains polluants, en particulier les nutriments et les métaux lourds, pour lesquels elle pourrait atteindre 50 à 75% ([Ellis ; 86], [Valiron et Tabuchi ; 92], [Valiron et Affolder ; 96], [Chocat et Eurydice ; 97]). Randall et al. ainsi que Mance (cités dans [Revitt ; 90]) estiment que les retombées humides sont la principale source de métaux dans les eaux de ruissellement. A partir d'un bilan de masse sur quatre événements pluvieux sur un bassin versant expérimental situé près de Londres, [Revitt ; 90] note que la masse de métaux entraînés dans l'eau de ruissellement est inférieure à celle apportée par l'eau de pluie. Ce résultat signifierait qu'une partie des métaux contenus dans les retombées humides peuvent être retenus par les surfaces urbaines.

2.1.2. Lessivage des surfaces urbaines

L'importance de la pollution issue du lessivage des surfaces urbaines dépend

- du stock de polluant disponible sur les surfaces en début de pluie
- de la quantité érodée par les gouttes d'eau et par l'écoulement
- de la quantité pouvant être transportée par l'écoulement jusqu'à l'entrée du réseau d'assainissement

Les trois mécanismes à prendre en compte sont donc : l'accumulation du stock de polluants, son érosion et son transport.

2.1.2.1. Origine du stock de polluants

Le stock disponible sur la surface est d'origines diverses : retombées atmosphériques sèches, circulation automobile, déchets rejetés par l'homme, animaux, végétation…

Retombées atmosphériques sèches. Par « retombées sèches » on désigne les retombées au sol de polluants atmosphériques gazeux ou particulaires, en l'absence de précipitation, sous l'effet de la gravité, du vent, des turbulences... Ces retombées constituent un apport de particules fines, de métaux, d'hydrocarbures et de micropolluants organiques. En ville, elles sont de l'ordre de 1 $g/m^2/jour$ (Morrison et Revitt, cités dans [Autugelle ; 94]). En terme de retombées sèches de métaux lourds, [Revitt ; 90] cite des valeurs de l'ordre de 0.9 à 258 $\mu g/m^2/jour$ (voir Tableau 53). Les dépôts secs sont dans leur grande majorité solubles dans l'eau (Johnson et al. , cité dans [Autugelle ; 94]), et donc facilement mobilisés par la pluie.

Tableau 53 : taux de retombées sèches (µg / m2 / jour) d'après [Revitt; 90]

	Cd	Cu	Pb	Zn
zone résidentielle de la banlieue de Londres	0.91	4.78	18.12	16.74
données bibliographiques citées par [Revitt ; 90] pour des sites comparables en Grande Bretagne		2.7 à 257.7	24.1 à 134.3	7.9 à 208.2

Circulation automobile. En dehors de sa contribution à la pollution atmosphérique, la circulation automobile conduit également au dépôt direct de divers résidus sur les chaussées et les surfaces avoisinantes ([SETRA ; 80], [Chocat et Eurydice ; 97], [Novotny ; 81], [Lester ; 87], [Levesque ; 76a, 76b, 78]) :

- les résidus issus de la combustion des carburants : plomb et hydrocarbures

- les résidus issus de l'usure des pneus : substances carbonées macromoléculaires, zinc, cadmium
- les résidus métalliques issus de la corrosion des véhicules : fer, chrome, nickel, cuivre, cadmium
- les résidus issus de l'usure des plaquettes de freins : cuivre, plomb
- les pertes en huiles de lubrification et en carburant : hydrocarbures

La circulation est également une source indirecte de pollution via l'usure des chaussées (ciment, goudrons), l'usure des peintures au sol (plomb), l'utilisation de sel de déverglaçage contenant divers additifs.

Déchets produits par la ville. Il s'agit des rejets volontaires de déchets divers, des déchets produits par les marchés, des fuites de poubelles non étanches…mais aussi des particules solides induites par les travaux et les chantiers. Ces déchets sont une source de particules grossières et de matière organique.

Végétation. Elle constitue une source non négligeable de matières carbonées, via les feuilles et les pollens. C'est également une source indirecte de nutriments (engrais) et micropolluants organiques (pesticides).

Animaux. Les déjections des animaux domestiques et des oiseaux sont une source de matières organiques.

Par ailleurs, certains polluants trouvés dans les eaux de ruissellement peuvent provenir de l'érosion ou la corrosion par la pluie des surfaces urbaines. On citera en particulier l'apport de terre, sable et graviers en provenance des surfaces non imperméabilisées, l'apport d'hydrocarbures provenant de l'usure du goudron, l'apport de métaux provenant des surfaces métalliques notamment les toitures.

2.1.2.2. Caractérisation de dépôts sur les chaussées

Un effort important a été réalisé dès les années 1970 afin de quantifier et de caractériser les sédiments accumulés sur la voirie et susceptibles de contribuer à la pollution des eaux de ruissellement.

[Sartor et al. ; 74] ont évalué la quantité de sédiment pour un grand nombre de chaussées, réparties sur 12 villes des Etats Unis. La charge moyenne était de 395 grammes par mètre linéaire de trottoir et pour une largeur correspondant à la demi-rue), cette valeur étant cependant très variable d'un site à un autre. Des charges nettement plus fortes ont été mesurées pour les sites industriels (790 g / m en moyenne) et nettement plus faibles pour les

sites commerciaux (82 g/m). Ces valeurs sont comparables à celles mesurées dans la suite par Pitt, aux Etats unis et au Canada : la masse maximale mesurée sur une rue variait de 85 à 910 g/m lorsque le revêtement était lisse et de 430 à plus de 1400 g/m pour un revêtement rugueux [Pitt ; 97].

En terme de masse de dépôt par unité de surface, les valeurs mesurées par [Butler et al. ; 92] pour six chaussées de la banlieue de Londres avec différentes occupations du sol (zones commerciales, industrielles, résidentielles) sont de 52 à 330 g/m^2.

Les principaux facteurs influant sur la masse de dépôt présente sur la chaussée sont l'occupation du sol, l'état du revêtement et la fréquence des pluies, avec comme facteur secondaire l'intensité de pluie et de vent ((Sartor et al. ; 84]). Notons que les valeurs mesurées par les différents auteurs sont difficilement comparables du fait:

- des différences dans les techniques de prélèvement des dépôts (aspiration sèche, aspiration humide, simulation de pluie)
- de l'absence de données sur l'efficacité de la technique utilisée, vis à vis des particules les plus fines en particulier
- des différences climatiques entre les sites de mesures
- des différences dans les pratiques locales (nettoyage, habitudes des habitants)
- de la prise de conscience des problèmes environnementaux engendrant une évolution des comportements entre les premières études au début des années 70 et les plus récentes.

Les chiffres cités dans ce paragraphe sont donc à prendre comme des ordres de grandeur.

Ces dépôts ne sont pas répartis de façon uniforme sur l'ensemble de la chaussée. La plus grande partie se trouve dans le caniveau et sur une faible portion de chaussée proche du caniveau. [Artières ; 87] observe 50 % de la masse de dépôt dans le caniveau, et 90 % de la masse de particules fines (diamètre < 80 µm). Il note toutefois une répartition homogène des matières volatiles sur l'ensemble de la section. [Grottker ; 87] mesure 96 % des solides dans les 50 cm depuis le bord du trottoir. Selon [Sartor et al. ; 74], 78 % des solides seraient dans les 15 cm à partir du trottoir et 95 % dans les 1 m. Cette répartition est sans doute due aux turbulences induites par la circulation automobile, qui chassent les particules contre la pierre du trottoir. (Pitt et al. 82), cité dans [Pitt ; 97] rejoint ces observations dans le cas de rues lisses et sans stationnement. Pour les chaussées rugueuses, il note au contraire que la majeure

partie du dépôt était sur la voie de circulation. Dans le cas des rues à stationnement latéral, les dépôts se trouvent majoritairement sur la frange extérieure de la zone de stationnement.

Les sédiments de voirie sont constitués essentiellement de sables et de silt. Ils sont peu organiques et présentent des charges significatives en métaux lourds, en particulier en zinc et en plomb ([Sartor et al. ; 74], voir également le Tableau 54). Le taux de matières volatiles est de l'ordre de 3 à 13 % ([Butler et al. ; 92] ; [Artières ; 87] ; [Sartor et al. ; 74], [Sartor et Gaboury ; 84]). Les travaux de Revitt et de Hamilton, sur différents sites de la banlieue londonienne, fournissent des ordres de grandeur des masses de métaux accumulés par unité de surface de rue ainsi que des concentrations métalliques dans les sédiments secs (Tableau 54).

Tableau 54 : charge de matière oxydable et de métaux déposées sur la voirie, et teneurs dans les sédiments

	Charge linéaire (mg / m linéaire)		Charge surfacique (mg / m2)	Concentrations massiques dans les sédiments secs (µg / g)			
	[1]	[2]	[3]	[1]	[3]	[4]	[5]
DCO	26 800			80 000			
DBO5	3 800			10 000			
Cd			0.007 – 8.94	3	0.4 – 5	3 – 5	3
Cu	56	0.9	0.2 – 89.34	100	24 – 324	71 – 199	21
Pb	161	3.7	1.75 – 530.44	1000	135 – 3276	660 – 2540	
Zn	183	1.8	0.29 – 722.25	300	115 – 728	260 - 458	230

[1] = moyenne des valeurs mesurées par [Sartor et Gaboury ; 84] pour la campagne NURP
[2] = moyenne des valeurs mesurées par [Ball ; 96] pour une rue résidentielle en Australie
[3] = plage de valeur donnée par [Revitt et al. ; 90] ; [Hamilton et al. ; 87] ; [Hamilton et al. ; 84]
[4] = plage de valeur donnée par [Harrison et al. ; 81]
[5] = teneur moyenne du sédiment de caniveau à Entzheim [Artières ; 87]

En terme de granulométrie, 70 à 80% des particules accumulées sur la chaussée ont un diamètre de 2 à 2000 µm, 30 à 40 % ont un diamètre inférieur à 250 µm (Desbordes, cité dans [Valiron et Tabuchi ; 92]). [Ellis et al. ; 82] observe deux populations de particules : des particules fines de diamètre inférieur à 90 µm représentant moins de 5% de la masse, des particules grossières dont la fraction dominante correspond à un diamètre de 500 à 2000 µm. Selon [Butler ; 92], le diamètre médian est de 400 µm, avec 10 % de particules de diamètre inférieur à 63 µm.

La granulométrie des dépôts diffère entre le trottoir, la chaussée et le caniveau. A Entzheim, [Artières ; 87] observe une granulométrie nettement plus fine dans le caniveau (diamètre médian 200 µm) que sur la chaussée et le trottoir (seulement 15 % de particules de diamètre inférieur à 200 µm, diamètre médian de 400µm pour la chaussée et de 2 mm pour le trottoir). Ces résultats sont en contradiction avec ceux de [Grottker ; 87] qui trouve un pourcentage

plus important de fines dans le sédiment de chaussée alors que le sédiment de caniveau présente plus de particules grossières.

[Ball ; 96] ; [Ellis et al. ; 84] montrent que les distributions granulométriques des sédiments suivent une loi lognormale.

Les polluants sont liés préférentiellement aux particules les plus fines. Selon [Sartor et al. ; 74], la fraction inférieure à 43 µm (silt) représente seulement 6 % des solides mais compte pour 25 % de la DCO, 33 à 50% des nutriments, 50% des métaux et 75% des pesticides. Ce phénomène est confirmé par les observations de Taï citées dans [Dempsey et al. ; 93]. [Artières ; 87] et [Sartor et al. ; 84], contrairement à [Butler ; 92], observent une teneur en matières volatiles plus importante pour les particules fines. Les données de [Ellis et Revitt ; 82] pour une zone résidentielle, montrent des teneurs en métaux lourds nettement plus élevées sur la fraction inférieure à 250 µm que sur la fraction supérieure à 250 µm, ce qui rejoint les observations de Sartor (Tableau 55).

Tableau 55: teneur en métaux dans les sédiments de granulométrie supérieure et inférieure à 250 µm

[Ellis et Revitt ; 82]	Cd µg / g	Cu µg / g	Pb µg / g	Zn µg / g
∅ > 250 µm	3.6	35.1	261	1715
∅ < 250 µm	6.0	90.7	978	2133

Le diamètre médian des particules métalliques[8] est de l'ordre de 250 µm. Cependant, la granulométrie des particules métalliques semble dépendre de la fréquentation de la chaussée ([Ellis et Revitt ; 82]): le diamètre médian est plus faible pour une rue à forte circulation que pour une rue à faible circulation. Ellis et Revitt notent également que cette granulométrie est nettement supérieure à la taille des particules de plomb émises dans les gaz d'échappement (< 0.3 µm en régime constant, > 5 µm en circulation urbaine). Le plomb émis par les voitures s'adsorberait donc sur des particules plus grosses déposées sur la chaussée.

2.1.2.3. Mécanismes d'accumulation et d'entraînement

- Accumulation

La masse totale de dépôts présente sur la voirie est égale à la masse déposée au cours du temps sec moins la masse érodée par le vent, la pluie, la circulation, le nettoyage de la voirie, la biodégradation...; aux quelles s'ajoute un stock permanent non mobilisable ([Pitt; 97]). Ce

[8] Diamètre médian des particules métalliques = diamètre de particule tel que 50% de la masse de métaux soit associée à des particules de diamètre supérieur

stock permanent, qui représente la fraction de dépôt non érodable par la pluie ou le nettoyage, est fonction de la texture du revêtement. Il sera d'autant plus important que la chaussée est rugueuse et donc capable de piéger une grande quantité de solides dans ses anfractuosités.

Par temps sec et en l'absence de nettoyage, la masse de dépôts présents sur la chaussée augmente suivant un taux d'accumulation égal au taux de sédimentation (masse de solides déposés par unité de temps) moins le taux d'érosion (érosion éolienne essentiellement, mais aussi érosion due à la circulation et pertes par dégradation des dépôts). Le taux de sédimentation dépend essentiellement du mode d'occupation du sol. Le taux d'érosion par temps sec est quant à lui fonction du stock. Négligeable lorsque le stock est faible, il devient équivalent au taux de sédimentation au bout d'une durée de temps sec très longue ([Pitt; 97]). Le taux d'accumulation devient alors nul et la masse totale de dépôt atteint une asymptote, dont la valeur dépend de la nature du revêtement et de son usure. Ce phénomène est illustré par la Figure 27.

Le modèle d'accumulation des dépôts le plus répandu est celui proposé initialement par Sartor et Boyd ([Sartor et al.; 74]; [Grottker; 87]; [Deletic et al.; 97]):

$M(T)=Mmax\ (1-e(-k(t+t'))$ où M(t) est la masse de dépôt mobilisable à l'instant T

Mmax la masse maximale de dépôt mobilisable

k la constante d'accumulation

t la durée de temps sec précédente

t' un temps fictif pour lequel on aurait eu M(T-t-t')=0

(voir Figure 27).

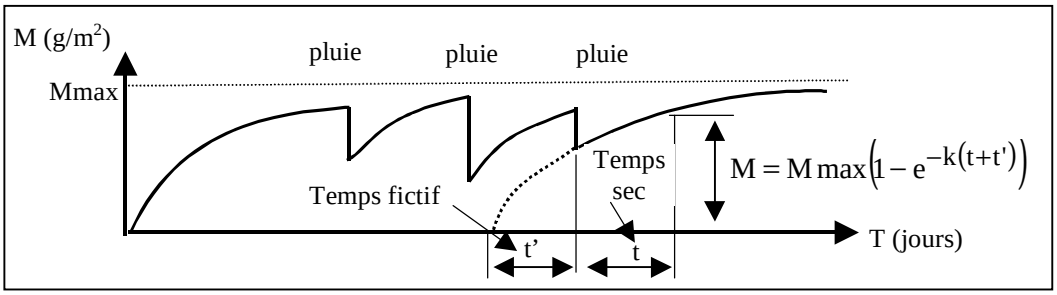


Figure 27: accumulation des solides sur les surfaces urbaines [Deletic et al.; 97]

Hémain, cité dans [Desbordes et Servat ; 83], propose également un modèle d'accumulation asymptotique, la masse totale de dépôt M(t) au bout d'une durée de temps sec t étant donnée par : $M(t)= K_1\ (1-e(-K_2.t))$ ou par : $M(t)=K_1.t/\ (K_2.t+K_3)$, où K_1, K_2, et K_3 sont des paramètres qui dépendent du mode d'occupation des sols.

D'autres modèles empiriques ont été utilisés, basés sur une augmentation linéaire (ex : modèle de [Servat ; 85]) ou puissance de la masse en fonction du temps.

[Ball; 96] propose la relation suivante, pour la masse de dépôts accumulés sur une chaussée Australienne:

$M(t) = C_1 t^{C2}$ où M(t) est la masse disponible en mètre linéaire de caniveau,
t la durée depuis le dernier événement nettoyant (pluie d'intensité moyenne supérieure à 7 mm / h ou vent d'intensité supérieure à 21 km / h),
C1 et C2 des constantes empiriques.

- Entraînement

Particules entraînées par le nettoyage

La plupart des auteurs s'accordent à dire que le nettoyage de la voirie ne permet pas une réduction significative des polluants accumulés sur la chaussée. Le nettoyage de routine pratiqué dans la plupart des villes est efficace contre la pollution visuelle mais pas pour les particules fines. Il permettrait d'éliminer au maximum 95 à 100 % des débris grossiers, 50 % de l'ensemble des solides, 48 % des particules inférieures à 246 µm et 15 % des particules inférieures à 43 µm ([Sartor et al.; 74]). Les expérimentations menées à Castro Valley par [Sartor et Gaboury; 84] montrent qu'un nettoyage à une fréquence de trois fois par semaine conduit au maximum à une réduction de 30% des solides et 40% du plomb contenu dans les eaux de ruissellement.

Particules susceptibles d'être entraînées par le ruissellement

Seules les particules de faible dimension sont susceptibles d'être entraînées par le ruissellement. [Artières; 87] définit le schéma d'aptitude au transport suivant:

- $\varnothing > 2$ mm: particules très peu sollicitées par le ruissellement
- 200 µm $< \varnothing <$ 2 mm: particules difficilement transportées par le ruissellement
- $\varnothing <$ 200 µm: particules facilement transportées par le ruissellement.

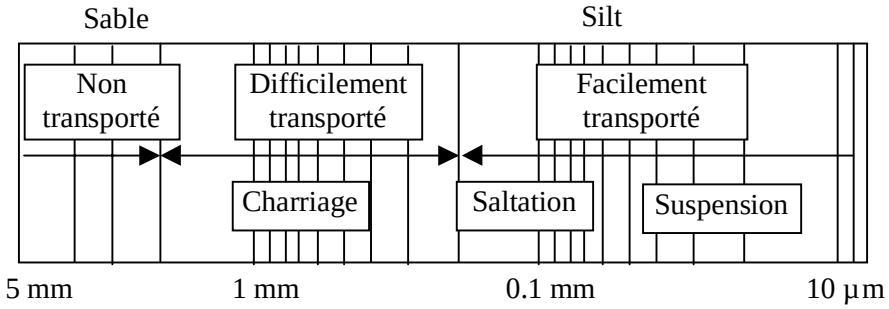


Figure 28: aptitude au transport du sédiment de caniveau [Artières; 87]

La taille des particules entraînées par le ruissellement serait:

- inférieure 60 µm d'après [Marsalek; 84] ;
- généralement inférieure à 63 µm d'après [Pitt; 97] ;
- pour 50 % inférieure à 50 µm selon [Desbordes et Servat; 86] ;
- pour 90 % inférieure à 80 µm selon SETRA cité dans [Artières; 87] ;
- pour 49 % inférieure à 12.5 µm selon Balades cité dans [Artières; 87].

Ces particules fines ne représentent qu'une faible partie de la masse de solides présents sur la voirie. [Pitt; 84]cité dans [Pitt; 97], a mesuré la masse de sédiment arrachée par la pluie. De l'ordre de 10 à 13 g / m linéaire, elle correspond à une diminution d'environ 15 % du stock. Le taux d'arrachement mesuré était de 45 % pour les particules de diamètre inférieur à 63 µm, 17 % pour des particules de 250 à 500 µm et de (- 6 %) pour les particules supérieures à 2000 µm. Cette augmentation de la masse de particules grossières après une pluie a également été observée par [Grottker; 87] et serait liée :

- à l'apport de particules grossières en provenance de zones non imperméabilisées

- à la sédimentation des particules les plus grosses pendant la décrue, lorsque la capacité de transport diminue.

Les particules de matière organique sont quant à elles transportées beaucoup plus facilement. Selon [Artières; 87] toutes les tailles de particules organiques sont sollicitées, avec un transport facile pour les particules de diamètre inférieur à 1 mm.

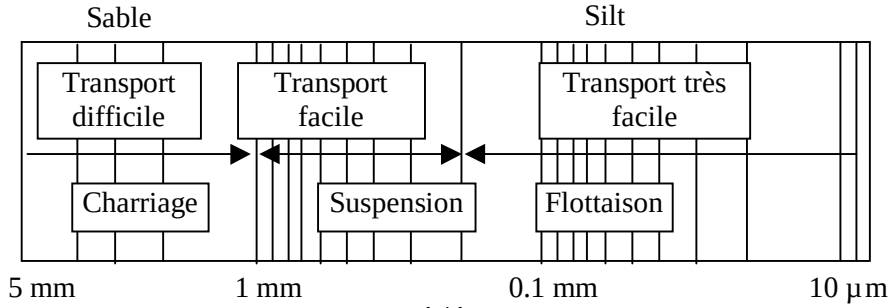


Figure 29: aptitude au transport de la matière organique déposée dans le caniveau [Artières; 87]

Modélisation de l'entraînement

Deux mécanismes interviennent dans l'entraînement des dépôts par la pluie:

- l'arrachement des particules sous l'impact des gouttes d'eau (le ruissellement lui-même érode très peu selon [Bertrand Krajewski; 91])
- le transport par le ruissellement des particules arrachées.

L'arrachement des particules dépend de l'état de la surface et de l'énergie cinétique des gouttes d'eau, qui peut être reliée à l'intensité de la pluie. Le transport des particules dépend quant à lui des caractéristiques des particules (granulométrie, densité, forme) et des caractéristiques de l'écoulement (vitesse) lesquelles sont elles même dépendantes des caractéristiques de la pluie (intensité, durée, hauteur) et des caractéristiques de la chaussée (rugosité, pente..).

La complexité des phénomènes physiques en jeu est telle que la plupart des modélisateurs se sont orientés vers des approches globales, souvent sans distinguer les phénomènes d'arrachement et d'entraînement ([Bertrand Krajewski; 91]).

Une des premières formulations a été proposée par [Sartor et al.; 74] sur la base de ses résultats expérimentaux. Elle repose sur l'hypothèse que la variation de masse sur la chaussée est proportionnelle à la masse disponible et à l'intensité de la pluie :

$$\frac{\partial \mathrm{M}}{\partial \mathrm{t}} = -\mathrm{k} \times \mathrm{i} \times \mathrm{M} \text{ donc } M_e = M_0\left(1 - e^{-kit}\right), \text{ où}$$

- Mo est la masse initiale de solides disponibles sur la chaussée pour une taille de particule donnée,

- M est la masse de solides disponibles sur la chaussée au temps t pour cette taille de particule,

- Me est la masse entraînée pendant le temps t pour cette même taille de particule,
- i l'intensité moyenne de la pluie sur le temps t,

- k est un coefficient de lessivage dépendant des caractéristiques de la chaussée.

Cette expression a été reprise par la suite par divers auteurs, sous des formes légèrement modifiées: (Brombach; 84) cité dans [Bertrand Krajewski; 91]; [Haiping et Yamada; 96]. On la trouve également dans les modèles SWMM, Flupol et Storm.

Le modèle MOSQUITO (cité dans [[Bertrand Krajewski; 91]) propose une approche plus détaillée, prenant en compte séparément l'apport de particules par la pluie, l'érosion par les gouttes d'eau, l'érosion par le ruissellement, la sédimentation au cours du transport. Les calibrages de MOSQUITO ont montré que les termes liés à l'érosion par le ruissellement, l'apport de particules par la pluie et la sédimentation au cours du transport sont négligeables et que l'on peut se ramener à l'expression suivante:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = a \times i^{1.5} - \frac{Mq}{Kq + S_m}$$

où M est la quantité de solides sur la surface,

a un coefficient dépendant du type de surface,

i l'intensité de pluie,

q le débit de ruissellement,

K et S_m deux paramètres (S_m représente le stockage dans les dépressions du sol).

Le modèle d'entraînement proposé par [Tomanovic et Maksimovic; 96] prend en compte à la fois l'arrachement par les gouttes de pluie et l'arrachement par le ruissellement. Il suppose par ailleurs que l'ensemble des particules arrachées est transporté sans sédimentation.

Soit M la quantité de solides sur la chaussée, alors

$$\frac{\partial M}{\partial t} = -MaE_k\left(1 - e^{-\frac{h_p}{h}}\right) + \begin{cases} 0, & \tau \le \tau_{cr} \\ -Mb(\tau - \tau_{cr})^{1.5}, & \tau > \tau_{cr} \end{cases}$$

où Ek est l'énergie cinétique des gouttes d'eau calculée à partir de la relation $E = 5.86 \times 10^{-3} i^{1.126}$ (Ek en [J/(m²s)] et i en [mm/h]),

hp est la profondeur de pénétration des gouttes calculée à partir de la relation $h_p = 0.69 \times i^{0.182}$ (i en [mm/h] et hp en [m]),

h est la hauteur d'eau précipitée (en [m]),

τ est la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement (en [Pa]),

τc est la contrainte de cisaillement critique de remise en suspension des particules. On considère que pour $\tau < \tau c$ aucune particule n'est arrachée par cisaillement (en [Pa]),

a (en [m²/J]) et b (en [m.s/kg]) sont deux coefficients à caler.

2.2. Caractérisation des eaux de ruissellement de toiture

2.2.1. Enjeu des études sur la pollution des eaux de toiture

Les eaux de ruissellement de toiture ayant longtemps été considérées comme peu polluées, ce n'est que récemment qu'elles ont soulevé l'intérêt des chercheurs. Les eaux de toitures représentent environ la moitié du volume de ruissellement d'une zone urbaine (Förster ; 96). Elles sont de ce fait d'un enjeu majeur dans le développement des techniques alternatives à l'assainissement pluvial. Des études de caractérisation et de quantification de la pollution des eaux de toitures ont été menées en vue de :

- leur stockage et leur réutilisation locale, comme eau potable ([Yaziz ; 89]) ou comme eau « grise » destinée à l'arrosage, à l'alimentation des toilettes, au lavage des voitures etc… ([Sakakibara ; 96]) ;
- leur infiltration dans le sous sol ([Shinoda ; 90] ; [Förster ; 96]).

Ces solutions permettent une réduction considérable du volume de ruissellement, donc une réduction des risques d'inondation ainsi que du coût de transport et de traitement des eaux pluviales. Elles ont également un impact positif sur la gestion de la ressource en eau potable en diminuant la consommation (cas de la réutilisation) ou en réalimentant les nappes (cas de l'infiltration). En revanche, une bonne connaissance de la qualité des eaux de ruissellement de toiture s'avère indispensable afin d'évaluer les risques sanitaires ainsi que les risques de contamination des sols et de pollution des nappes.

2.2.2. Les toitures sources ou puits de pollution ?

A l'heure actuelle, les avis divergent sur le fait que les toitures soient une source de pollution ou au contraire une source de dilution des rejets urbains de temps de pluie.

Quelques auteurs ont observé une diminution de la concentration des eaux de pluie lors de leur ruissellement sur la toiture. Les toits agiraient donc dans certains cas comme des puits de pollution. Aux Pays Bas, [Van Dam et al. ; 86] ont mesuré, pour six événements pluvieux, des concentrations inférieures dans l'eau de ruissellement d'une toiture en ciment que dans l'eau de pluie. Cette diminution était très marquée pour les métaux lourds, en particulier le plomb et le zinc. Un phénomène similaire a été observé par Freitag (cité dans [Quek et al. ; 93]) dans le cas d'une toiture en tuiles. Il est attribué à des processus de précipitation et d'adsorption sur la toiture. [Van Dam et al. ; 86] émet deux hypothèses sur le devenir des

polluants adsorbés sur les particules de la toiture : soit ces particules ne sont entraînées que par les fortes pluies, soit elles s'accumulent, sèchent puis sont érodées par le vent.

Cependant, la plupart des études ont mis en évidence une importante contamination des eaux de pluie lors de leur ruissellement sur la toiture ([Chang et al. ; 89] ; [Yaziz et al. ; 89] ; [Quek et al. ; 93] ; [Xanthopoulos et al. ; 93] ; [Förster ; 96]).

L'apparente disparité des observations semble s'expliquer par un comportement différent des toitures suivant le polluant considéré, suivant le type de toiture et suivant les caractéristiques de l'événement pluvieux.

Pour [Quek et al. ; 93], les concentrations métalliques dans l'eau de ruissellement de toiture résultent de deux processus concomitants et d'effets opposés. L'augmentation du pH au cours du ruissellement favorise l'adsorption des métaux sur la toiture. En parallèle, des métaux sont relargués de la toiture par lessivage des dépôts et par corrosion des surfaces métalliques. L'importance relative de l'un et de l'autre phénomène dépend de l'intensité de la pluie. Pour les pluies de très faible intensité les toits (exception faite des toitures métalliques) se comportent comme des puits de métaux. Pour une pluie d'intensité plus importante et succédant à une durée de temps sec plus longue, ils deviennent pour la plupart, au moins en début de pluie, source de métaux.

D'autre part certains types de revêtement, tels que les feuilles goudronnées, sont de nature hydrophobe ce qui favorise l'adsorption des composés organiques tels que les HAP ([Förster ; 96]).

2.2.3. Concentration des eaux de ruissellement de toiture et influence de la nature du toit

Le Tableau 56 synthétise les valeurs trouvées dans la littérature pour la concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux des eaux de toiture.

Tableau 56 : concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux des eaux de ruissellement de toiture (ND = non détecté)

	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6]	[7]	[8]	[9]	[10]	[11]
pH	3.5 – 8.4 moy= 6.1			3.8 – 7.4	6.2	6.8	5.2 – 7.7			7.2	
MES mg/l	0 – 46 moy = 12	ND – 420 moy = 30	5 – 290	12 - 96	60*		21			5	
DCO mgO2/l	0 – 17 moy= 3.2		6.5 – 200		22					40	
DBO5 mgO2/l	0 – 11 moy= 1.6		5 – 9.8								
Cd µg/l				0.04 – 1.7	1	0.6	0.17			ND (<10)	10
Cu µg/l				1.9 – 475	235	5	225		ND – 130 moy=3.8	ND (<30)	26
Pb µg/l			150	1.2 – 61.9	104	11.1	16	19 - 43	ND – 100 moy=42.5		119
Zn µg/l				12 - 43419	24	39.7	42	600 - 2500	220 – 1280 moy=728	1250	1171
HAP µg/l					0.5						

[1] = [Sakakibara ; 96] plage de concentration pour 83 pluies, dans les 7 premiers mm de ruissellement d'un toit en tôle zinguée, Japon

[2] = [Shinoda ; 90] plage de concentration pour plusieurs toits au Japon

[3] = [Nowakowska ; 96] toit en feuille goudronnée, Pologne

[4] = [Quek et al. ; 93] plage de valeurs pour 2 pluies et pour 5 toits à Bayreuth, Allemagne (tuile, zinc, tuile en ciment, feuille goudronnée, toit terrasse avec graviers)

[5] = [Xanthopoulos et al. ; 93] valeur moyenne pour les eaux de toiture, Allemagne (*=solides totaux)

[6] = [Van Dan et al. ; 86] médiane sur 6 pluies, toiture ciment, Pays Bas

[7] = Mottier et Boller cités dans [Boller ; 97] moyenne sur deux toitures (tuile, polyester) Suisse

[8] = [Chang et al. ; 89] valeurs médianes pour 47 pluies et pour 4 toits (tuile en bois, tuile, shingle, pierre goudronnée) au Texas – 40 premiers litres de ruissellement uniquement

[9] = [Murakami ; 90] plage de concentration pour un toit en centre ville, Japon

[10] = [Artières ; 87] concentration moyenne sur trois toitures, village d'Entzheim, France

[11] = [LHRSP ; 94] moyenne pour 1 pluie sur 9 toitures de Nancy

2.2.3.1. pH

Le pH est un facteur déterminant pour la qualité des eaux de ruissellement de toiture. Le pH acide des eaux de pluie favorise la désorption et la solubilisation par la lame d'eau ruisselante de certains éléments, notamment les éléments métalliques ([Ellis ; 86], [Artières ; 88]). Par ailleurs, le pH des eaux de ruissellement est susceptible d'influencer la répartition des différents polluants entre les phases dissoutes et particulaires ([Mottier et Boller ; 92]).

L'ensemble des auteurs note une augmentation du pH lors du ruissellement des eaux de pluie sur la toiture. Cette augmentation est provoquée, selon [Mottier et Boller ; 92] par la dissolution soit de particules amassées à la surface du toit, soit de matériel composant le revêtement du toit lui même, en général du CaCO3. L'importance de cet effet tampon varie en fonction de la nature du toit. Les expérimentations de Förster sur cinq toits de la ville de Bayreuth ([Quek et Förster ; 93]) ainsi que sur un dispositif de cinq mini toitures expérimentales ([Förster ; 96]) ont permis d'établir les conclusions suivantes :

- l'augmentation de pH est maximale pour le toit en ciment fibreux et le toit terrasse couvert de gravillons (3.5 unités pH) ;
- les toits en tuiles de béton et les toits en zinc sont en position intermédiaire ;
- les toits en tuile et en feutre bitumé présentent l'augmentation de pH la moins importante (de l'ordre de 1 unité pH) .

Ces valeurs de pH restent stables au cours de l'événement pluvieux. L'effet tampon serait donc essentiellement lié à la dissolution du matériau de toiture plutôt qu'à celle des particules déposées sur la toiture [Förster ; 96].

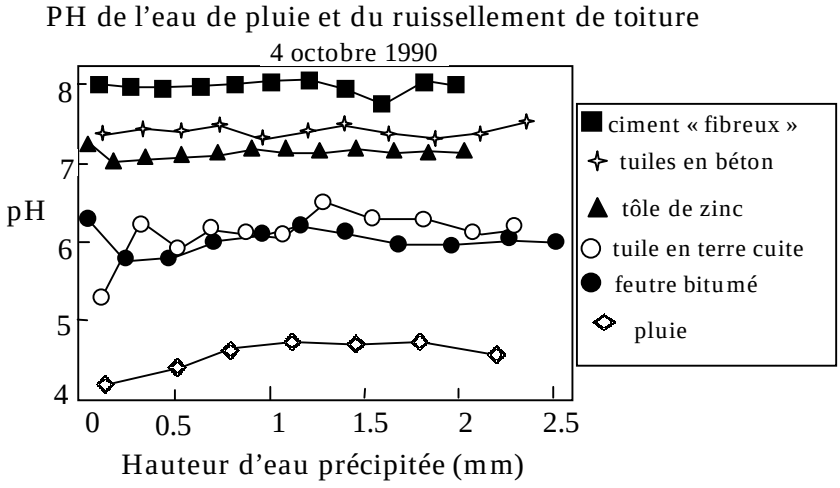


Figure 30: évolution du pH des eaux de ruissellement au cours d'une pluie pour différents types de toitures [Förster; 96]

2.2.3.2. Matières en suspension et matières oxydables

Dans l'ensemble, les eaux de toiture présentent des charges de matières en suspension et de matière oxydable faibles comparées à celles des rejets urbains de temps de pluie. [Artières ; 87] estime que les masses de solides provenant des toitures sont négligeables : la masse annuelle de MES, rapportée à la hauteur totale précipitée, a été évaluée pour les toitures du village d'Entzheim à 5 mg/ m^2/mm de pluie (soit 0.5 kg/ha pour une pluie de 10 mm). Au Japon, [Sakakibara ; 96] a évalué la charge moyenne par événement pluvieux à 0.85 kg/ha pour les MES, 0.24 kg/ha pour la DCO et 0.12 kg/ha pour la DBO5.

Cependant, ces apports dépendent étroitement des caractéristiques de la toiture (nature du revêtement, nature des gouttières, age, état), de sa localisation, de la présence d'oiseaux ou de végétation…

Une comparaison entre cinq toitures de type différent, pour deux événements pluvieux, à Bayreuth, a permis à [Quek et Förster ; 93] de relier les concentrations en MES dans l'eau de ruissellement à la nature de la couverture. Les concentrations les plus élevées ont été mesurées pour un toit en tôle de zinc (68 mg/mm/m^2) et un toit en ciment (48 mg/mm/ m^2). Des concentrations plus faibles sont obtenues pour le toit en feuille goudronnée (44 mg/mm/m^2) et le toit en tuiles (36 mg/mm/m^2). Seul le toit terrasse revêtu de graviers se comporte comme un puits de MES, la concentration mesurée dans l'eau de ruissellement étant inférieure ou égale à celle de l'eau de pluie.

[Quek et Förster ; 93] relient ces différences à :

- la faible rugosité et la forte pente du toit en zinc qui facilitent son lessivage par la pluie ;
- l'usure du matériau dans le cas du toit en ciment ;
- un effet de filtration dans le cas des graviers.

On notera que ces concentrations en MES sont nettement supérieures à la valeur moyenne annuelle donnée par [Artières ; 87]. Ces résultats sont cependant à considérer avec prudence car ils correspondent à deux événements pluvieux seulement et demanderaient à être confirmés pour un plus grand nombre de pluies.

Les observations de [Quek et Förster ; 93] sont en contradiction avec celles faites par [Yaziz ; 89] pour deux toits en Malaisie. En moyenne sur les 24 événements pluvieux étudiés, Yaziz observe des concentrations en MES environ 40% plus faibles pour le toit en tôle galvanisée que pour le toit en tuile. Il attribue cette différence à la plus grande rugosité des tuiles qui

« accrocheraient » mieux les particules atmosphériques et présenteraient de ce fait un stock plus important en début de pluie. Notons que cette dernière étude ne prenait en compte que les cinq premiers litres de ruissellement et que les conditions climatiques sont très différentes de celles rencontrées en Europe.

Par ailleurs, les analyses effectuées par le LHRSP[9] sur les eaux de ruissellement d'une même pluie au niveau de neuf gouttières de la ville de Nancy font apparaître des concentrations en COT et des conductivités plus importantes pour les toitures surplombées d'une couverture végétale.

2.2.3.3. Métaux

Les eaux de ruissellement de toiture présentent dans certains cas des concentrations significatives en métaux. Les concentrations métalliques citées dans la bibliographie (Tableau 56) sont extrêmement variables et diffèrent grandement en fonction de la nature de la couverture.

Selon Malmqvist cité dans [Ellis ; 86] et dans [Quek et Förster ; 93], le ruissellement de toiture est une source majeure de cuivre et de zinc par la corrosion des couvertures utilisant ces métaux. Ce phénomène a très bien été mis en évidence par les recherches de Förster et Quek à Bayreuth. Comme en peut le constater dans l'exemple de la Figure 31, la concentration en zinc dans l'eau de ruissellement d'une toiture en zinc était 100 à 1000 fois supérieure à celle mesurée pour les toitures les moins chargées (couvertes avec des tuiles ou du feutre bitumé). Les toitures équipées uniquement d'une gouttière en zinc se situent en position intermédiaire, du point de vue des concentrations de zinc dans l'eau de ruissellement, entre les toits en zinc et ceux ne présentant pas de zinc du tout. Dans le cas d'une toiture en tuile avec une bordure en cuivre, la concentration de cuivre dans les eaux de ruissellement était 100 à 10000 fois supérieure à celle mesurée dans l'eau de pluie.

La corrosion des toitures en zinc et en cuivre a été évaluée par Barton (1973), cité dans [Boller ; 97], à 7 à 17 g Zn / m^2 / an et 7.5-15 g Cu / m^2 / an.

L'étude réalisée par le [LHRSP ; 94] souligne également le rôle des gouttières. Des concentrations de zinc plus élevées ont été mesurées dans le cas de vieilles gouttières galvanisées. D'autre part une concentration en plomb de 373 mg/l a été mesurée à la sortie d'une gouttière en PVC neuve, par rapport à des concentrations de 0 à 209 mg/l pour des

[9] LHRSP : Laboratoire d'Hygiène et de Recherche en Santé Publique

toits équipés de gouttières galvanisées. Ce relargage de plomb par les gouttières en PVC a également été observé par [Good ; 93]. Il sans doute liée à l'utilisation de sels de plomb comme stabilisant du PVC.

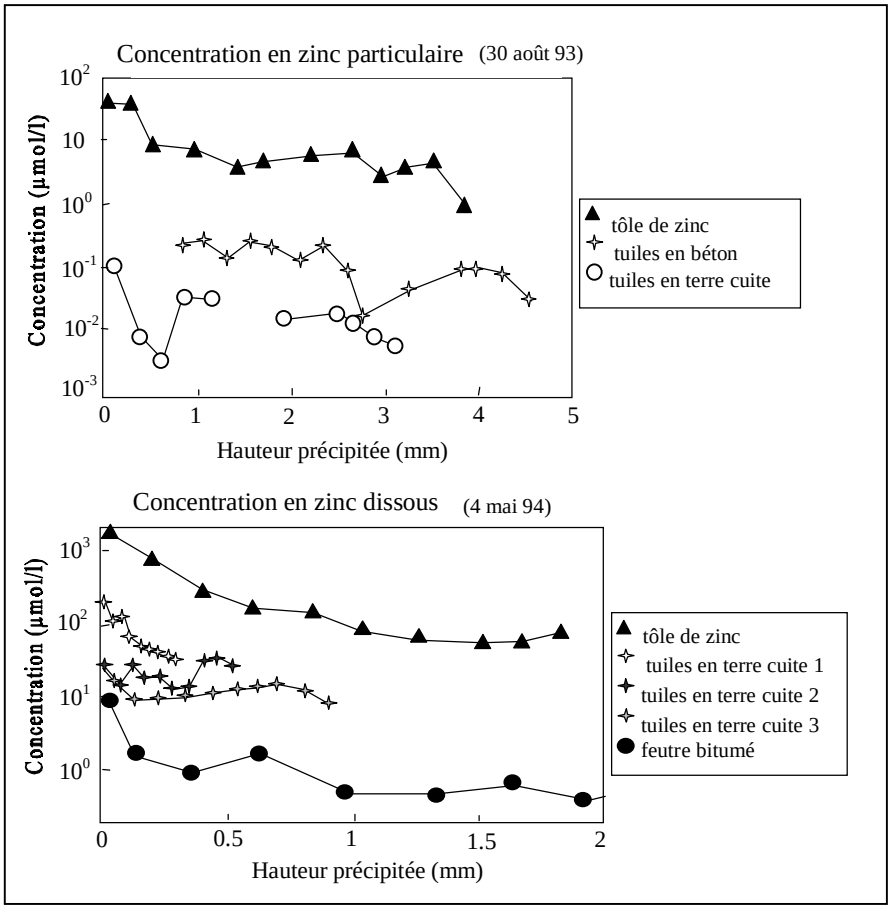


Figure 31: concentrations de zinc au niveau de cinq toitures au cours d'une pluie[Förster; 96]

2.2.3.4. Variabilité des concentrations en fonction des caractéristiques de l'événement

Quelques auteurs ([Yaziz ; 89], [Chang ; 89], [Quek et Förster ; 93], [Sakakibara ; 96]) ont cherché à relier les concentrations des eaux de toitures aux caractéristiques de l'événement pluvieux.

Tous notent une tendance à l'augmentation des concentrations avec la durée de temps sec précédente. [Quek et Förster ; 93] notent que l'effet de la durée de temps sec est plus marqué pour le plomb que pour les autres métaux. Pour le zinc, le cuivre, et le cadmium, les concentrations des eaux de ruissellement (exception faite des toitures métalliques) dépendent fortement des concentrations dans l'eau de pluie.

[Yaziz ; 89] observe de plus une augmentation des concentrations avec l'intensité de la pluie. L'effet de l'intensité semble plus marqué pour une toiture lisse (toit en tôle) que pour une

toiture rugueuse (tuiles). [Chang ; 89] note au contraire des coefficients de corrélation négatifs entre la concentration des eaux ruisselée et la durée, la hauteur ou l'intensité de la pluie.

Les caractéristiques de l'événement pluvieux n'expliquent qu'une partie de la variabilité des concentrations. Celles ci dépendent également des concentrations de l'eau de pluie, du taux de retombées atmosphériques pendant la période de temps sec précédente, de la nature de la toiture, des conditions locales (oiseaux, végétation, mousses…).

2.2.4. Evolution des concentrations au cours de l'événement pluvieux

Il existe relativement peu de données sur l'évolution de la concentration des eaux de toiture au cours de l'événement pluvieux.

[Yaziz ; 89] a étudié l'évolution dans les cinq premiers litres de ruissellement de deux toitures (tôle galvanisée, tuile). Pour les MES, les solides dissous, les solides totaux et les coliformes, il note une décroissance des concentrations au cours du ruissellement. Pour le zinc et le plomb, les concentrations augmentent jusqu'au troisième litre puis décroissent rapidement.

[Shinoda ; 90] observe également une concentration maximale de MES en début de pluie puis une décroissance rapide après 5 mm de pluie.

Les données les plus complètes et les plus précises dont nous disposions sont celles établies par Förster pour ses cinq mini toitures expérimentales. Les pollutogrammes des eaux de toiture ont été établis à pas de volume de 0.1 à 0.3 mm de pluie. Ils montrent typiquement :

- une concentration maximale en début de pluie
- une décroissance rapide au cours du premier millimètre de ruissellement
- une concentration relativement constante par la suite.

Ce type de pollutogramme a été observé pour de nombreuses substances (divers micropolluants organiques ainsi que des métaux) et pour la plupart des événements étudiés.

Dans le cas de composés facilement solubles, la concentration décroît de façon exponentielle avec la hauteur de ruissellement. Ce type de pollutogramme est illustré en Figure 32 pour la conductivité.

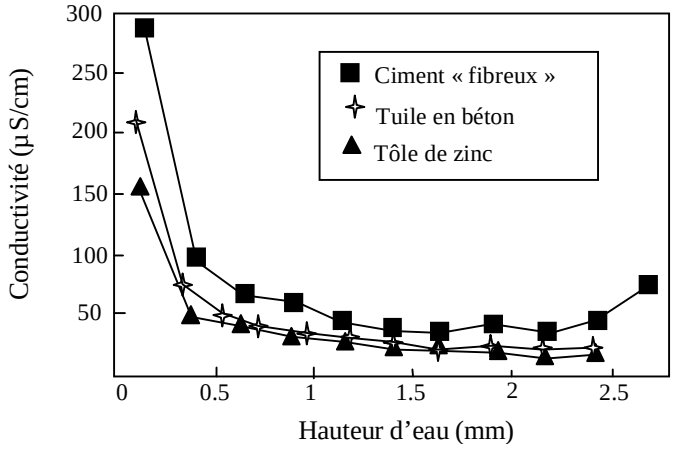


Figure 32: pollutogramme de conductivité au niveau de trois toitures, d'après [Förster; 96]

2.2.5. Répartition de la pollution entre phase solide et phase dissoute

Les données concernant la répartition entre fractions solide et dissoute, dans les eaux de toiture, sont peu nombreuses. Les seuls chiffres dont nous disposons concernent les métaux lourds ([Quek ; 93], [LHRSP ; 94]).

Tableau 57 : pourcentages de métaux sous forme particulaire

	Cd	Cu	Pb	Zn
[Quek ; 93]	17 %	51 %	81 %	27 %
[LHRSP ; 94]	100 %	50 %	90 %	48 %

Il apparaît que :

- le plomb est majoritairement sous forme particulaire
- le zinc est majoritairement sous forme dissoute
- le cuivre se répartit équitablement entre les deux phases
- pour le cadmium les deux études donnent des résultats divergents.

[Förster ; 96b] met en évidence une grande variabilité de cette répartition au cours de l'événement pluvieux. Comme on peut le voir sur la Figure 33, les valeurs du pH n'expliquent pas à elles seules ces différences.

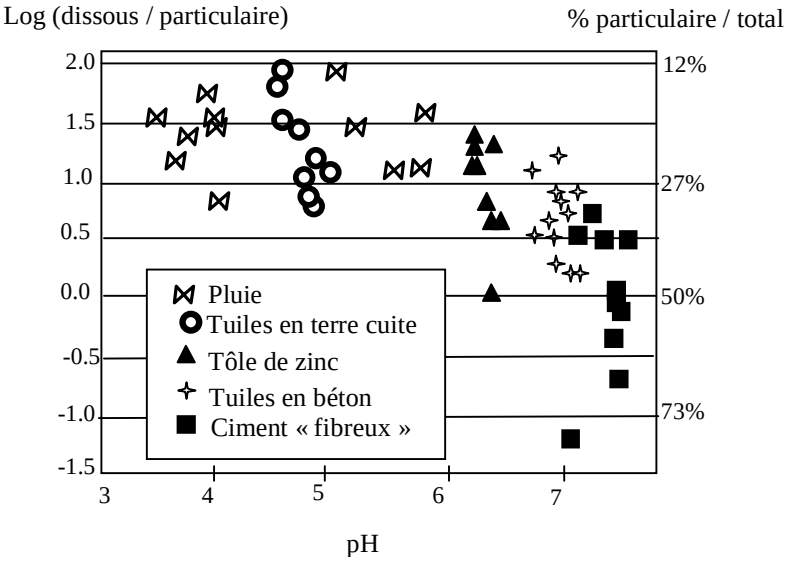


Figure 33: valeurs du rapport cadmium dissous / cadmium particulaire au cours d'un événement pluvieux dans l'eau de pluie et dans l'eau de ruissellement de différents toits [Förster; 96b]

2.2.6. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toiture

[Artières ; 87] note que les particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toiture d'Entzheim ont de fortes teneurs en matière organique, avec un rapport MVS / MES de l'ordre de 30 à 40%. Ces particules ont également des teneurs métalliques très élevées, comparativement au sédiment de chaussée. Les teneurs moyennes mesurées par Artières sont de 4.5 µg / g pour le cadmium, 34 µg / g pour le cuivre et 2200 µg / g pour le zinc. L'auteur relie ces fortes teneurs métalliques au rôle de complexant stable des métaux lourds joué par la matière organique.

2.3. Eaux de ruissellement de voirie

2.3.1. Nature des données bibliographiques

Un nombre important d'études ont été menées en France et à l'étranger afin de quantifier la pollution des eaux de ruissellement d'autoroutes. Elles ont souligné l'ampleur de leur contamination et la nécessité d'une collecte et d'un traitement.

Les données concernant le ruissellement sur la voirie urbaine, et dans les centres ville en particulier, sont moins nombreuses. En France, des campagnes importantes de caractérisation des eaux de voirie ont été menées à Pau et à Toulouse, mais elles ne prenaient en compte que le premier flot de ruissellement. Par ailleurs, des données ont été acquises ponctuellement pour répondre à des besoins spécifiques : efficacité épuratoire d'un système d'infiltration ([Gautier ; 98]), comparaison d'une chaussée classique avec une chaussée poreuse ([Balades et al. ; 94] ; [Ranchet et al. ; 93]). En Allemagne, trois campagnes de mesure conséquentes ont été réalisées dans un objectif de gestion des rejets urbains pluviaux :

- à Waldstadt ([Xanthopoulos ; 93] , près de Karlsruhe, les eaux de ruissellement à l'entrée de quatre avaloirs ont été suivies pendant deux ans. L'étude portait sur un nombre important de polluants dont les MES, les métaux, divers micropolluants organiques, ainsi que la granulométrie des solides.
- à Hambourg, le ruissellement a été caractérisé en moyenne sur l'événement pluvieux au niveau de trois avaloirs correspondant à différents types d'occupation du sol [Danneker et al. ; 90]. Notons que le système de prélèvement utilisé séparait les fraction inférieure et supérieure à 250 µm.
- à Bayreuth [Herrmann et al. ; 92], le ruissellement de trois chaussées, avec des niveaux de circulation différents, a été analysé pour un nombre restreint d'événements pluvieux, en terme de pollutogrammes et de concentrations moyennes.

Enfin, les récents travaux de Spangberg et de Deletic ([Spangberg et Niemczynowicz ; 93], [Tomamovic et al. ; 96], [Deletic et al. ; 97]), ont permis le suivi à pas de temps très fin des débits, pH, conductivité et turbidité des eaux pénétrant dans deux avaloirs situés l'un sur un parking à Lund (Suède), l'autre dans la banlieue résidentielle de Belgrade. Un grand nombre d'événements pluvieux ont été étudiés.

2.3.2. Concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux

2.3.2.1. Ordre de grandeur

Le ruissellement des chaussées est caractérisé par de fortes concentrations en solides, en composés organiques, en métaux lourds et en hydrocarbures [Xanthopoulos ; 92]. Il subit, dans une plus large mesure que le ruissellement de toiture, la pollution liée à l'activité humaine et en particulier le trafic automobile.

Les chaussées sont une source majeure de MES. Selon [Xanthopoulos ; 93], la concentration en MES des eaux de ruissellement de voirie est en moyenne dix fois supérieure à celle du ruissellement de toiture. 90% des solides introduits dans le réseau par les eaux de ruissellement proviendraient de la voirie. La charge moyenne en MES mesurée pour les quatre avaloirs de Waldstadt est de 6.1 $g/m^2/mm$ de pluie.

Les concentrations en Pb, Cd, Cu et Zn sont élevées. Ces métaux sont issus en grande part de la circulation automobile. [Xanthopoulos et al. ; 93] note une bonne corrélation entre les concentrations des différents métaux. Il souligne également la forte corrélation entre les concentrations métalliques et la concentration de particules de taille inférieure à 60 µm.

Les Tableau 58 et Tableau 59 rassemblent les valeurs de concentrations moyennes à l'échelle de l'événement pluvieux citées dans la bibliographie.

Tableau 58: concentrations moyennes par événement pluvieux en métaux lourds et hydrocarbures (plage de valeur mesurées et / ou (.) moyenne des valeurs)

	Cd µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l	Hc mg/l
[Constant ; 95] boulevard périphérique Paris (2 points de rejet)			(535) ; (457)	(900) ; (1300)	(4) ; (11)
[Ranchet et al. ; 93] av. Porte de Vitry, Paris			200 – 400	320 - 620	9.2 – 17.8
[Gautier ; 98] rues + square Valence	< 5		< 5 – 692 (98)	64 – 166 (103)	< 0.05 – 0.27 (0.11)
[LHRSP ; 94]	0 – 18.8	51 - 93	22 - 225	132 – 367	
[Danneker ; 90] Hambourg centre ville ; quartier résidentiel	(2) ; (1.4)	(143) ; (76)	(200) ; (122)	(236) ; (166)	
Grottker cité dans [Xanthopoulos et Hahn ; 93], Hildesheim	(4.2)	(136)	(304)	(436)	(0.83)
[Herrmann et al. ; 92], Bayreuth , 3 chaussées avec différents taux de circulation	0.6 – 2.47 (1.37)	13 – 175 (84)	19 – 245 (136)		
[Xanthopoulos et Hahn ; 93] 4 avaloirs Waldstadt	(13)	(184)	(525)	(940)	(5.5)

Tableau 59: concentrations moyenne par événement pluvieux de MES et de matière oxydable (plage de valeurs mesurées ou (.) moyenne des valeurs)

Référence	Site	MES mg/l	DCO mg/l	DBO5 mg/l
[Constant ; 95]	boulevard périphérique Paris (2 points de rejet)	(170) ; (260)	(105) ; (85)	
[Balades et al. ; 94]	parking Bordeaux	63 – 615 (133)	15 – 465 (133)	
[Ranchet et al. ; 93]	av. Porte de Vitry, Paris	270 - 288	161 - 447	28 – 83
[Gautier ; 98]	rues + square Valence	4 – 130 (45)	15 – 123 (77)	
[Xanthopoulos et Hahn ; 93]	4 avaloirs Waldstadt	(937)	(146)	
Grottker cité dans [Xanthopoulos et Hahn ; 93]	Hildesheim	(339)	(91)	(15)
[Herrmann et al. ; 92]	Bayreuth , 3 chaussées avec différents taux de circulation	50 – 300 (186)		
[Deletic et Maksimovic; 98]	parking à Lund chaussée à Miljakovac	96 – 673 5 - 417		

2.3.2.2. Variabilité des concentrations en fonction du site

L'importance de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée varie en fonction de l'occupation du sol et de l'intensité de la circulation (voir Tableau 60).

[Danneker et al.; 90] ont comparé les eaux de ruissellement de trois chaussées à Hambourg correspondant à différents modes d'occupation du sol: une rue en zone industrielle (2 300 véhicules par jour), une rue en centre ville (16 200 veh/j), une rue en zone résidentielle (500 véh/j). Pour le plomb, le cuivre et le zinc, les concentrations mesurées sont d'autant plus fortes que la circulation est importante, les valeurs les plus élevées étant mesurées dans le centre ville. Le cadmium ne présente pas de différences significatives entre les sites.

[Astruc et al.; 79] ont comparé le premier flot de ruissellement au niveau de 9 avaloirs situés au centre ville de Pau et 9 avaloirs situés dans un quartier résidentiel. Globalement, les concentrations mesurées en zone résidentielle sont nettement plus faibles qu'en centre ville. En centre ville, les résultats sont très variables d'un avaloir à un autre, en particulier pour la DCO, les hydrocarbures et le zinc. Les deux sites les moins pollués correspondent à des artères à forte circulation mais sans commerces ni piétons. En zone résidentielle, les résultats sont beaucoup moins variables d'un avaloir à un autre; et une relation apparaît entre les concentrations en DCO, hydrocarbures, zinc et l'intensité du trafic automobile.

Les mesures effectuées sur les premières eaux de ruissellement à Toulouse ([Dastugue et al.; 90]] confirment la forte pollution des eaux de ruissellement en centre ville: en moyenne annuelle, les concentrations en MES dans les eaux de ruissellement du centre ville étaient presque deux fois supérieures à celles d'un site semi urbain et à celles d'un site autoroutier.

Notons cependant que pour cette étude les périodes d'échantillonnage différaient d'un site à l'autre et que l'extrapolation des données à l'échelle annuelle est à considérer avec prudence.

Les mesures effectuées au cours d'une pluie sur quatre avaloirs à Nancy [LHRSP; 94] montrent également des concentrations croissantes avec le trafic automobile mais soulignent les différences induites par les pratiques de nettoyage des voiries.

Tableau 60 : concentrations moyennes des eaux de ruissellement de chaussée en fonction du mode d'occupation du sol

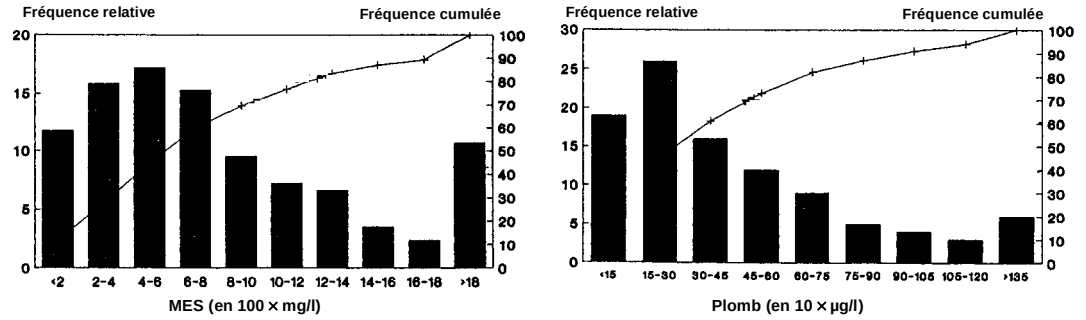
		Zone résidentielle	Centre ville	Zone industrielle
[Danneker et al. ; 90], Hambourg (fraction <250µm uniquement)	Cd µg/l	1.4	1.9	1.8
	Cu µg/l	76	143	104
	Pb µg/l	122	200	100
	Zn µg/l	166	236	202
[Astruc et al. ; 79], Pau	DCO mgO2/l	222	370	
	Cu µg/l	140	140	
	Pb µg/l	160	380	
	Zn µg/l	340	2000	
	Hc mg/l	1.8	5.2	
[Dastugue et al. ; 90] Toulouse		Zone semi urbaine	Centre ville	Site autoroutier
	MES mg/l	646	958 et 1197	571

2.3.2.3. Variabilité des concentrations en fonction de l'événement pluvieux

Pour un site donné, les concentrations et les masses de polluants sont extrêmement variables d'une pluie à une autre.

Selon [Xanthopoulos et Hahn ; 93], la distribution des concentrations moyennes par événement en fonction de leur fréquence (voir Figure 34) est caractérisée par une valeur modale et une médiane nettement inférieures à la moyenne arithmétique, traduisant une plus grande fréquence des événements à faible concentration. A Waldstadt, 30% des pluies échantillonnées présentaient des concentrations en MES inférieures à 400 mg/l, 30% présentaient des concentrations extrêmement élevées, supérieures à 1000 mg/l, la moyenne arithmétique étant de 937 mg/l.

Figure 34: fréquence des événements en fonction de leur concentration moyenne en MES et en plomb (d'après [Xabthopoulos et Hahn; 93])



Deletic ([Tomavovic et al.; 96] ; [Deletic et Maksimovic; 98]) a cherché à relier les concentrations en MES mesurées pour un grand nombre d'événements pluvieux à l'entrée de deux avaloirs aux caractéristiques de la pluie. Il apparaît que la masse totale de solides pénétrant dans l'avaloir (Mss) est proportionnelle au volume total de ruissellement (Vtot). Le coefficient de corrélation linéaire entre Mss et Vtot étaient de R=0.88 à Miljakovac (Yougoslavie) et R=0.87 à Lund (Suède). Cependant la relation entre Mss et Vtot n'est pas forcément linéaire; à Miljakovac elle serait plutôt exponentielle. Le débit solide moyen au cours de la pluie est corrélé à l'intensité maximale. En revanche, à Lund comme à Miljakovac, la masse totale de solides entraînée par une pluie ne dépendait pas de la durée de temps sec précédente. Les phénomènes d'accumulation sur la chaussée seraient donc moins déterminants que les processus d'érosion et d'entraînement gouvernés par les caractéristiques de la pluie et du ruissellement.

[Dastugue et al.; 90] distingue deux catégories de pluies à Toulouse:

- les pluies hivernales, engendrant des débits inférieurs à 0.5×10^{-3} m3/s à l'entrée des avaloirs

  pour ces pluies faibles, la concentration dans les trente premiers litres de ruissellement diminue lorsque l'intensité de pluie augmente

- les pluies de forte et très forte intensité telles que giboulées et orages du printemps et de l'été

  pour ces pluies induisant des débits supérieurs à 0.5×10^{-3} m3/s à l'entrée de l'avaloir, la concentration dans les trente premiers litres augmente fortement avec l'intensité de pluie.

2.3.3. Répartition de la pollution entre fraction dissoute et particulaire

La plupart des auteurs considèrent qu'une fraction importante de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée, et en particulier les métaux lourds, sont fixés sur les particules.

Cependant, les recherches sur ce sujet ont été menées dans des conditions expérimentales assez disparates, elles ne concernent généralement que les métaux lourds et leurs résultats paraissent parfois contradictoires (Tableau 61). Il en ressort néanmoins que :

- le plomb est toujours majoritairement sous forme particulaire ;
- les résultats sont plus variables pour le cuivre, le cadmium et le zinc, avec en général une prédominance de la fraction particulaire.

Tableau 61: pourcentage de métaux liés aux particules

Référence	Site	Cd	Cu	Pb	Zn
[Astruc et al. ; 79]	centre ville, premier flot uniquement		37 %	68 %	78 %
	zone résidentielle, premier flot uniquement		69 %	56 %	73 %
[Danneker et al. ; 90]	zone industrielle, particules inférieures à 250µm uniquement	31 %	55 %	67 %	48 %
[Herrmann et al. ; 92]	Bayreuth	50 à 73 % (62)	46 à 87 % (60)	99 %	17 à 72 % (54)
[Balades et al. ; 94]	parking à Bordeaux	50 %		94 %	66 %
[LHRSP ; 94]	Nancy, 1 pluie seulement	100 %	75 %	100 %	96 %
[Vignoles ; 95]	Toulouse, 30 premiers litres uniquement	80 à 95 %			

Selon Sansalone cité dans [Colandini ; 97], la répartition entre phases dissoute et particulaire est susceptible d'évoluer au cours de l'événement. La proportion de métaux sous forme particulaire serait d'autant plus élevée que la concentration de MES est forte.

2.3.4. Nature des particules en suspension dans les eaux de voirie

Les particules transportées par les eaux de ruissellement de voirie sont peu organiques, avec un taux de matières volatiles de 30 à 35 % pour une avenue de Paris ([Ranchet et al. ; 93]), de 18 à 25 % pour les trente premiers litres de ruissellement sur les chaussées de Toulouse ([Chebbo ; 92]). Leur forte densité (2.5 à 2.6 kg/m3 selon Xanthopoulos, 2.7 kg/m3 selon [Chebbo ; 92]) confirme cette nature minérale.

Comme nous l'avons déjà vu au paragraphe 2.1.2.3, les particules transportées par le ruissellement sont majoritairement des particules fines. [Xanthopoulos et Augustin ;92] notent que la distribution granulométrique des particules pénétrant dans les avaloirs au cours d'une pluie est très large (de 10µm à 4mm) avec cependant un pic pour la fraction 50 à 80 µm. La distribution granulométrique et en particulier la proportion de particules dans le fraction 20 à 80 µm est très variable d'une pluie à une autre. Le diamètre médian mesuré par [Xanthopoulos et Augustin ;92] pour les particules des eaux de ruissellement de chaussée varie entre 200 et 400 µm.

Ces solides sont fortement contaminés en métaux et en hydrocarbures (Tableau 62). La mesure des teneurs en fonction de la classe granulométrique démontre une plus grande affinité des micropolluants pour les particules fines. C'est la fraction 20 à 200 µm qui présente les charges métalliques les plus élevées, alors que les hydrocarbures sont associés préférentiellement aux particules de 8 à 60 µm. [Xanthopoulos et Hahn ; 90] définissent de ce fait quatre types de solides caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie :

$\varnothing > 1$ mm	charriage
0.2 mm $< \varnothing <$ 1 mm	solides décantables modérément pollués
0.08 mm $< \varnothing <$ 0.2 mm	solides décantables fortement pollués
$\varnothing <$ 0.08 mm	solides non décantables fortement pollués

Tableau 62 : teneurs en métaux et hydrocarbures dans les MES du ruissellement de chaussée

Référence et nature des solides	Cd µg/g	Cu µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g	Hc µg/g
[Gautier ; 98] boues déposées au fond d'un puits d'infiltration - ruissellement de chaussée à Valence			308	1289	1418
[Montrejaud-Vignoles et al. ; 95] MES contenues dans les 30 premiers litres de ruissellement – plusieurs avaloirs à Toulouse	10 à 40		200 à 2500	600 à 14000	
[Herrmann et al. ; 92], Bayreuth , 3 chaussées avec différents taux de circulation	6.1 – 12.7 (9.6)	163 – 402 (274)	402 – 836 (670)	700 – 1413 (938)	
[Balades et al. ; 94] solides récupérés en décolmatant une chaussée poreuse			515	605	2000

Le Tableau 63 montre l'évolution des teneurs métalliques pour les classes granulométriques 80 à 200 µm, 200µm à 1 mm et > 1mm ; les teneurs de la fraction inférieur à 80 µm n'ont pas été mesurées. Cette dernière classe granulométrique est sans doute nettement plus chargée que les trois fractions étudiées, on remarque en effet que la concentration en métaux fixés sur des particules supérieures à 80 µm est très inférieure à la concentration totale. D'après ces

données, plus de 60 % des métaux seraient contenus dans la fraction inférieure à 80 µm (sous forme particulaire ou dissoute).

Tableau 63: concentrations métalliques en fonction de la granulométrie (d'après [Xanthopoulos et Hahn ; 90])

	Cd		Cu		Pb		Zn	
	µg/l	µg/g	µg/l	µg/g	µg/l	µg/g	µg/l	µg/g
particules supérieures à 1 mm	0.3	3	0.7	7	8	77	48	450
particules de 0.2 à 1 mm	0.5	1.5	10	29	20	59	149	432
particules de 0.08 à 0.2 mm	1.9	3.7	44	86	109	214	404	793
concentration métalliques toutes particules supérieures à 0.08 mm	2.7		54.7		137		601	
concentrations métalliques totales (dissous+particulaire)	8.4 - 29		240 - 560		610 - 1500		1500 – 3100	

2.3.5. Répartition de la pollution au cours de l'événement

La Figure 35 synthétise la répartition de la charge de MES au cours de l'événement pluvieux, pour l'ensemble des pluies étudiées à Lund et à Miljakovac ([Deletic et Maksimovic; 98).

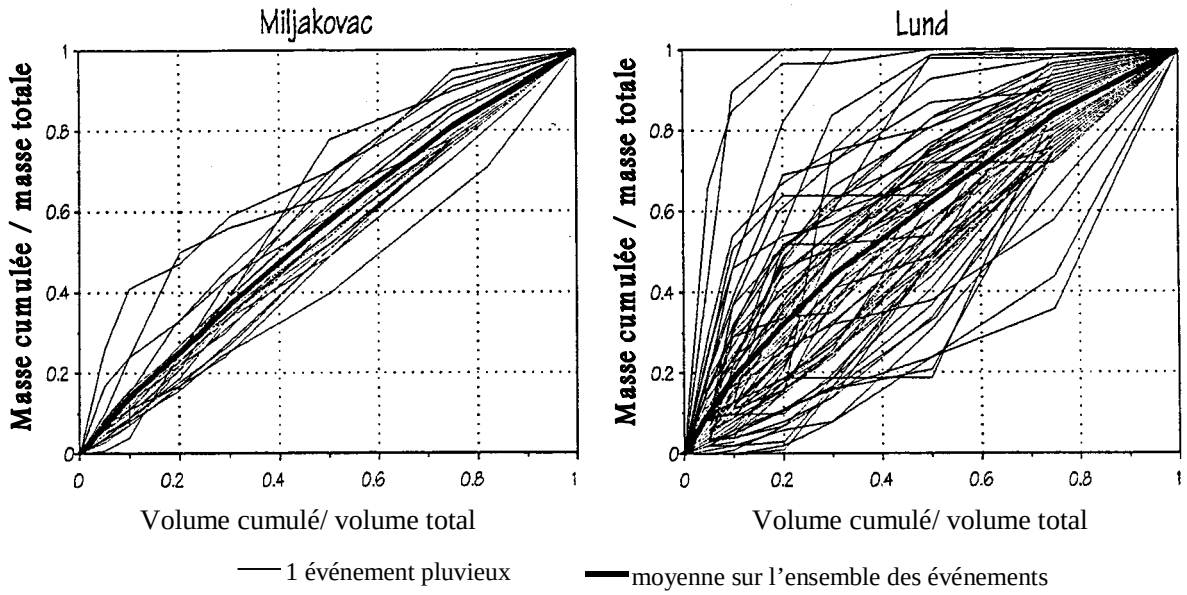


Figure 35 : :répartition de la masse de MES au cours de l'événement à Lund et à Miljakovac [Deletic et Maksimovic; 98]

En moyenne sur l'ensemble des événements étudiés, on notera que la charge de solides est répartie de façon relativement uniforme sur l'ensemble du volume ruisselé. Les premiers 30% du volume ruisselé véhiculent 37% (Miljakovac) et 43% (Lund) de la masse totale de solides. Ces chiffres traduisent une légère avance des pics de concentration en MES par rapport aux pics de débit.

Cette répartition de la masse au cours de l'événement est cependant assez variable d'une pluie à une autre, comme le montre l'ampleur du fuseau de courbes sur la Figure 35. Un phénomène de « premier flot » (first flush), caractérisé par la présence d'une fraction importante de la masse totale de solides dans la première fraction du volume écoulé, a pu être observé pour un nombre restreint d'événements pluvieux. Les auteurs n'ont pas trouvé de relation claire entre la présence ou non d'un first flush et les caractéristiques de la pluie, les caractéristiques du ruissellement ou la durée de temps sec précédente.

2.4. Eaux pluviales à l'exutoire des réseaux séparatifs

La majorité des recherches visant à quantifier et caractériser les eaux de ruissellement ont été menées sur des échantillons collectés dans les réseaux séparatifs, à l'exutoire de bassins versants de taille et de caractéristiques variables.

Ces effluents sont constitués d'un mélange d'eaux de ruissellement de nature diverses (toitures, voiries, parkings, cours, zones non imperméabilisées) et en proportions variables suivant le site. Ils peuvent être biaisés dans certains cas par des mauvais branchements d'eaux usées, par l'érosion des dépôts présents dans la canalisation ou par la sédimentation au cours du transport dans le réseau.

Dans ce paragraphe nous nous intéresserons uniquement aux résultats bibliographiques à l'exutoire de petits bassins versants (de 2 à 27 ha), avec une durée de transport en réseau très courte. Ces effluents nous semblent les plus représentatifs des eaux pénétrant dans le réseau.

Tableau 64: concentration des eaux de ruissellement à l'exutoire de petits bassins versants (x - x: plage de valeurs mesurées, (x) moyenne par site, [x] médiane)

	[1]	[2]	[3]	[4]	[5]	[6a]	[6b]
MES mg/l	5 - 86 (34)	(160) et (330)	[45]	4 - 331 (54)	5 - 960 (64) à (182)		
MVS mg/l		(47) et (77)	[14]	1 - 271 (36)			
DCO mg/l	? - 43 (28)	(83) et (230)	[30]		20 – 543 (58) à (138)		
DBO5 mg/l		(13) et (33)	[3.7]		2 – 191 (6) à (28)		
Cd µg/l	0.3 - 3.2 (1)	(2) et (12)	[7]		0.5 – 18 (1.2) à (3.7)	ND - 4.6	0.0 - 1.7
Cu µg/l	4.5 - 44 (10)	(15)	[14]	10 - 530 (27)	25 – 514 (62) à (183)	39 - 294	8.4 - 31.4
Pb µg/l	6 - 63 (20)	(100) et (160)	[73]	11 - 650 (96)	9 – 878 (39) à (185)	22 - 277	18.6 - 35.9
Zn µg/l	110 - 229 (158)	(1.5) et (300)	[505]	11 - 930 (117)	52 – 3023 (202) à (597)	130 - 955	101 - 229
Hc mg/l		(2.8) et (2.8)	[1.1]				

[1] Colandini; 97 Rézé, zone pavillonnaire 2 ha
[2] base QASTOR, bassins de Aix Zup et de Maurepas (25.6 et 26.7 ha)
[3] Van Dam, 86 Lelystad (Pays Bas) zone résidentielle 4.5 ha
[4] Marsalek, 84 Burlington (Canada) centre commercial 6.7 ha
[5] Rossi et al., 96 5 bassins versants en Suisse, 5.2 à 13.5 ha, diverses occupations du sol
[6] Murakami; 90 Kobe (Japon) [6a] centre ville 12.4 ha [6b] zone résidentielle 26.7 ha

2.5. Conclusion sur les données bibliographiques concernant les eaux de ruissellement

Un grand nombre d'études ont été menées depuis une trentaine d'années pour identifier et quantifier la pollution des eaux pluviales. Cependant, dans la plupart des cas, ces études ont été menées sur les effluents échantillonnés à l'exutoire de réseaux séparatifs et beaucoup plus rarement sur les eaux de ruissellement avant leur entrée dans le réseau. Or, les réseaux séparatifs sont souvent pollués par de mauvais branchements et par ailleurs, des modifications physico-chimiques des effluents peuvent avoir lieu au cours du transport en réseau.

A l'heure actuelle, le besoin d'une quantification et d'une caractérisation plus fine de la pollution des différents types d'eaux de ruissellement (toitures, chaussées, ..) se fait ressentir. Ces données sont nécessaires au développement de stratégies de réduction de la pollution pluviale, notamment les techniques alternatives, et à l'élaboration de techniques de traitement.

Les données acquises jusqu'à présent fournissent un ordre de grandeur de la pollution des eaux de ruissellement de toiture et de chaussée. Elles ont mis en évidence une pollution significative pour les chaussées et certaines études indiquent que le ruissellement de toiture, loin d'être « propre » pourrait être une source non négligeable de micropolluants. Cependant, les concentrations et les flux mesurés sont très variables d'une campagne de mesure à une autre et à l'intérieur d'une campagne, d'un événement pluvieux à un autre, sans que les causes de cette variabilité aient toujours pu être identifiées. Les différences observées peuvent être imputables :

- aux caractéristiques des sites de mesure, qui ne sont pas toujours très bien connues ou précisées,
- aux événements pluvieux étudiés, or le nombre d'événements étudiés par campagne est souvent faible,
- aux protocoles expérimentaux. Nous avons vu en partie 1 qu'il s'agissait là d'une source d'incertitude importante.

Bien qu'un certain nombre de recherches aient été menées sur ce sujet et sont encore en cours, les mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution des eaux de ruissellement sont encore assez mal connus.

Les données sur les caractéristiques de la pollution des eaux de ruissellement telles que la répartition dissous – particulaire, la vitesse de chute, les teneurs des particules en matière organique et en micropolluants ainsi que les données concernant la répartition de la pollution des eaux de ruissellement au cours de l'événement pluvial sont des éléments décisifs pour la mise au point de stratégies de traitement. Or, ces éléments sont assez mal connus pour l'instant et, lorsque des données existent, elles sont parfois contradictoires.

Enfin, l'analyse des données bibliographiques révèle un manque d'informations sur

- les eaux de ruissellement des centres villes, les études ayant plus souvent été menées en périphérie ou dans de petites agglomérations,
- les différents types d'eaux de ruissellement sur un même site.

3. LES EAUX PLUVIALES A L'EXUTOIRE D'UN RESEAU UNITAIRE

3.1. Ordre de grandeur de la pollution des eaux pluviales unitaires

De nombreuses campagnes de mesure, menées depuis les années 1970 en France et à l'étranger, ont démontré l'importance de la pollution des eaux pluviales unitaires et l'impact de leur rejet dans le milieu naturel.

3.1.1. A l'échelle de l'événement pluvial

Le Tableau 65 synthétise les ordres de grandeurs des concentrations moyennes par événement pluvieux, mesurées lors de campagnes de mesure de grande envergure aux USA, en Allemagne, en Suède et en France.

Tableau 65 : ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux (x -x = plage de variation, (x) = moyenne), en mg/l

	[Hoghland et al. ; 84]		[Geiger ; 86]		[Saget ; 94]	[Philippe et al. ;87]
	Suède	USA	Münich-Harlaching	Stuttgard-Büsnau	base QASTOR[10]	Paris, collecteur des Coteaux
MES	5 – 857 (152)	(305)	(163)	(177)	(240) – (670)	118 – 508 (260)
MVS	25 – 620 (130)					
DCO	35 – 2000 (375)	26 – 1410 (305)	(274)	(114)	(250) – (570)	126 – 581 (295)
DBO5	5 – 250 (48)	0 – 714 (83)	(89)		(68) – (270)	36 – 113 (82)
Hc					(2.9) – (6.1)	2.27 – 12.6 (4.61)
Cd	< - 2.2 (0.043)	0.0087 – 0.35 (0.023)			(0.0072) – (0.026)	0.0012 – 0.02 (0.01)
Cu	0.05 – 0.57 (0.18)	0.25 – 0.6 (0.384)				
Pb	0.01 – 0.36 (0.1)	0.14 – 1.28 (0.51)			(0.19) – (0.51)	0.09 – 0.39 (0.26)
Zn	0.08 – 2.1 (0.35)	0.46 – 1 (0.56)			(0.77) – (2.0)	0.91 – 2.66 (1.85)

[10] dans le cas de la base QASTOR, la concentration moyenne par campagne de mesure est calculée par $Cmoy = \frac{\text{masse totale sur la campagne}}{\text{volume total sur la campagne}}$, et non la moyenne des valeurs mesurées pour les différents événements

Selon les données de la base QASTOR, qui regroupe entre autres les résultats de 6 campagnes de mesures françaises en réseau unitaire, les concentrations moyennes par événement pluvieux peuvent atteindre pour les événements les plus pollués 1800 mg/l de MES, 1100 mg/l de DCO et 480 mg/l de DBO5. Par ailleurs, [Bellefleur ; 89] cite des concentrations maximales atteintes au cours de l'événement de 3732 mg/l de MES et de 2928 mg/l de DCO pour le réseau unitaire d'Entzheim.

La masse de polluants générée à l'échelle de l'événement pluvieux fournit un bon indicateur des effets de choc des RUTP sur le milieu récepteur. Selon les données de la base QASTOR, ces masses peuvent atteindre pour les événements les plus pollués 190 kg/ha de MES, 70 kg/ha de DCO et 35 kg/ha de DBO5. D'après les estimation citées dans [Chocat et Eurydice ; 97], pour une ville théorique de 200 hab/ha imperméabilisé, une pluie de temps de retour 6 mois à 1 an est susceptible de générer :

- une masse de DBO5 équivalente à la masse journalière produite par les eaux de temps sec et égale à 5 à 10 fois la masse journalière rejetée après épuration,
- une masse de DCO égale à 3 fois la masse journalière produite par les eaux de temps sec et 15 à 25 fois la masse journalière rejetée après épuration,
- une masse de MES égale à 9 fois la masse journalière produite par les eaux de temps sec et 65 à 108 fois la masse journalière rejetée après épuration.

On notera que les concentrations et les masses sont extrêmement variables d'un événement à un autre. Divers auteurs ([Lessard ; 82], [Philippe et Ranchet ; 87], [Saget ; 94]..) ont cherché à relier cette variabilité aux caractéristiques de l'événement pluvieux, à la durée de temps sec précédente, ou aux caractéristiques de l'écoulement. Les relations obtenues diffèrent d'un site à un autre et leur qualité est souvent décevante. En général, les régressions multiples sont de meilleure qualité pour les masses que pour les concentrations. Ces résultats démontrent la complexité des phénomènes en jeu et l'impossibilité d'extrapoler les résultats d'un site de mesure à un autre.

3.1.2. A l'échelle annuelle

Les masses véhiculées par les eaux pluviales à l'échelle annuelle constituent un bon indicateur de l'effet cumulatif des RUTP sur le milieu naturel.

Le Tableau 66 présente l'évaluation des masses polluantes produites par les eaux de temps de pluie à l'échelle annuelle et par hectare imperméabilisé, pour les 6 bassins versants unitaires de la base QASTOR ([Saget ; 94]) et pour deux bassins versants en Allemagne

([Geiger ; 86]). Les masses annuelles varient d'un facteur 4 en fonction du site de mesure. Cependant, [Saget ; 94] n'a pas mis en évidence de relation entre la masse annuelle et les caractéristiques du bassin versant telles que pente ou temps de concentration. Notons qu'une partie de la variabilité est sans doute imputable aux différences pluviométriques des années de mesure.

Tableau 66: domaine de variation des masses polluantes générées par les eaux pluviales unitaires à l'échelle annuelle (kg / ha)

	(Chocat et al. ; 94) cité dans [Chocat et Eurydice ; 97]	[Saget et al. ; 98] base QASTOR	[Geiger ; 86]	
			Münich-Harlaching	Stuttgard-Büsnau
MES		1700 – 4300	1312	1426
DCO		1550 – 4200	1943	
DBO5		810 - 1490	784	919
Plomb	5 – 80			
Hydrocarbures	0.7 – 2.2			

3.2. Répartition de la pollution des eaux pluviales unitaires entre phases dissoute et particulaire

Le caractère essentiellement particulaire des polluants contenus dans les eaux pluviales unitaires a été démontré par [Chebbo ; 92] pour 4 événements pluvieux et pour les paramètres DCO, DBO5, plomb et hydrocarbures. Ce résultat est confirmé par d'autres études ([Marsalek ; 85], [Herrmann et Kari ; 90] cités dans [Chocat et Eurydice ; 97]) et paraît encore plus marqué pour les micro polluants tels que HAP, PCB... Le pourcentage de pollution lié aux particules serait cependant plus faible pour les grands émissaires où la proportion d'eaux usées est sans doute plus importante ([Chocat et Eurydice ; 97]).

Tableau 67: proportion de pollution liée aux particules, selon [Chebbo; 92]

DCO	DBO5	Pb	Hc
83 – 92%	83 – 91%	82 – 99%	99 – 100%

3.3. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires

3.3.1. Granulométrie, densité et teneurs en polluants

Les résultats présentés dans ce paragraphe sont issus principalement des travaux de Chebbo ([Chebbo et al. ; 90], [Chebbo ; 92], [Chebbo et Bachoc ; 92]). Ils ont été établis pour deux événements pluvieux collectés au niveau du bassin de la Molette en Seine Saint Denis (déversement d'un réseau unitaire) et trois événements pluvieux collectés dans le collecteur 13 à Marseille.

Les MES transférées par temps de pluie à l'exutoire des réseaux unitaires ([Chebbo et Bachoc ; 92]) sont constituées majoritairement de particules fines. Le diamètre médian est de 25 à 44 µm, et 66% à 82% des particules en masse ont un diamètre inférieur à 100 µm. Les particules inférieures à 100 µm véhiculent plus de 60% de la pollution particulaire en DCO, DBO5 et plomb ([Chebbo ; 92]). Ces particules ont tendance à s'agglomérer.

La densité moyenne des particules transitées au cours d'un événement pluvieux est comprise entre 1.7 et 2.15. La teneur en matières volatile moyenne est de 24% à 55%. Les particules inférieures à 100 µm sont nettement plus minérales que les particules supérieures à 100 µm. Cela se traduit par une densité plus élevée (2.09 en moyenne pour les particules inférieures à 100 µm, contre 1.74 en moyenne pour les particules supérieures à 100 µm) et une teneur en matières volatiles plus faible (31% en moyenne pour les particules inférieures à 100 µm, contre 48% en moyenne pour les particules supérieures à 100 µm). Par ailleurs, la densité moyenne des particules semble croître avec l'importance de la pluie.

[Michelbach et al. ; 92] ont mesuré les teneurs en métaux des MES pour 4 échantillons collectés par temps de pluie dans le réseau unitaire de Bad Mergendheim. Les résultats sont présenté en Tableau 68.

Tableau 68: teneurs en métaux lourds des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires, d'après [Michelbach et al.; 92]

Cd (µg / g)	Cu (µg / g)	Pb (µg / g)	Zn (µg / g)
1.55 – 6.52	73 - 187	33 – 294	1136 - 1880

N'ayant pas trouvé de valeurs bibliographiques sur les teneurs en DCO et en DBO5 des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires, nous avons estimé grossièrement ces teneurs en nous basant sur :

- Les concentrations moyennes annuelles en MES, DCO et DBO5 données par [Saget ; 94] pour les eaux pluviales de six bassins versants unitaires,
- Les ordres de grandeur donnés par [Chebbo ; 92] pour le pourcentage de DCO et de DBO5 liées aux particules dans les effluents unitaires.

Les résultats sont présentés dans le Tableau 69.

Tableau 69: estimation des teneurs en DCO et en DBO5 des particules en suspension dans les effluents unitaires (à partir des données de [Saget ; 94] et de [Chebbo ; 92])

DCOp / MES (gO2 / g)	DBO5p / MES (gO2 / g)
0.93 à 1.34	0.23 à 0.6

3.3.2. Vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires

D'après les résultats de [Chebbo ; 92], les vitesses de chute des solides transférés en suspension dans les eaux pluviales unitaires sont généralement élevées, et ce même pour les particules fines de diamètre inférieur à 50 µm. La vitesse de chute médiane est de 0.1 à 0.3 cm / s. Cependant, une fraction non négligeable des suspensions unitaires chute assez lentement, notamment pour les petites pluies : 18 à 35% des particules ont une vitesse de chute inférieure à 0.0028 cm / s. La vitesse de chute médiane varie assez peu d'une pluie à une autre, par contre la vitesse de chute V10 diffère beaucoup en fonction de l'événement. [Chebbo ; 92] observe globalement une augmentation de la vitesse de chute avec l'importance de l'événement pluvieux.

Dans le cadre du programme de recherche allemand sur la pollution des eaux pluviales urbaines (BMFT Verbundproject), les vitesses de sédimentation ont été mesurées sur une centaine d'échantillons collectés au cours de 35 événements pluvieux dans le réseau unitaire de Bad Mergendheim ([Michelbach et al. ; 92, 93 et 96]). Notons cependant que seuls les « solides décantables » ont été pris en compte. Ces solides correspondent aux particules ayant décanté dans un cône d'Imhoff au bout de deux heures, c'est à dire aux particules de vitesse de chute supérieure à 0.005 cm / s. La vitesse de chute médiane des « solides décantables » varie entre 0.1 et 1 cm / s. [Michelbach et al. ; 96] notent une augmentation de la vitesse de chute médiane avec le débit.

Pour six échantillons collectés à Bad Mergendheim, les teneurs en métaux lourds des solides décantables ont été mesurées après séparation des solides par classes de vitesse de chute. Les

particules avec les vitesses de chute les plus élevées présentent les teneurs en métaux les plus faibles. Les concentrations métalliques les plus élevées sont mesurées pour les particules avec des vitesses de chute de 0.1 à 0.4 cm/s. Elles sont légèrement plus faibles pour les vitesses de chute inférieures à 0.1 cm/s. [Michelbach ; 93] souligne que l'efficacité de la décantation vis à vis des métaux lourds est comparable à celle des solides décantables. : 72% des solides décantables ont une vitesse de sédimentation supérieure à 0.28 cm/s ; ces solides véhiculent 72% du cuivre, 82% du plomb et 67% du zinc. Remarquons que cette évaluation ne tient pas compte des métaux liés aux particules de vitesse de chute inférieure à 0.005 cm/s ni des métaux dissous.

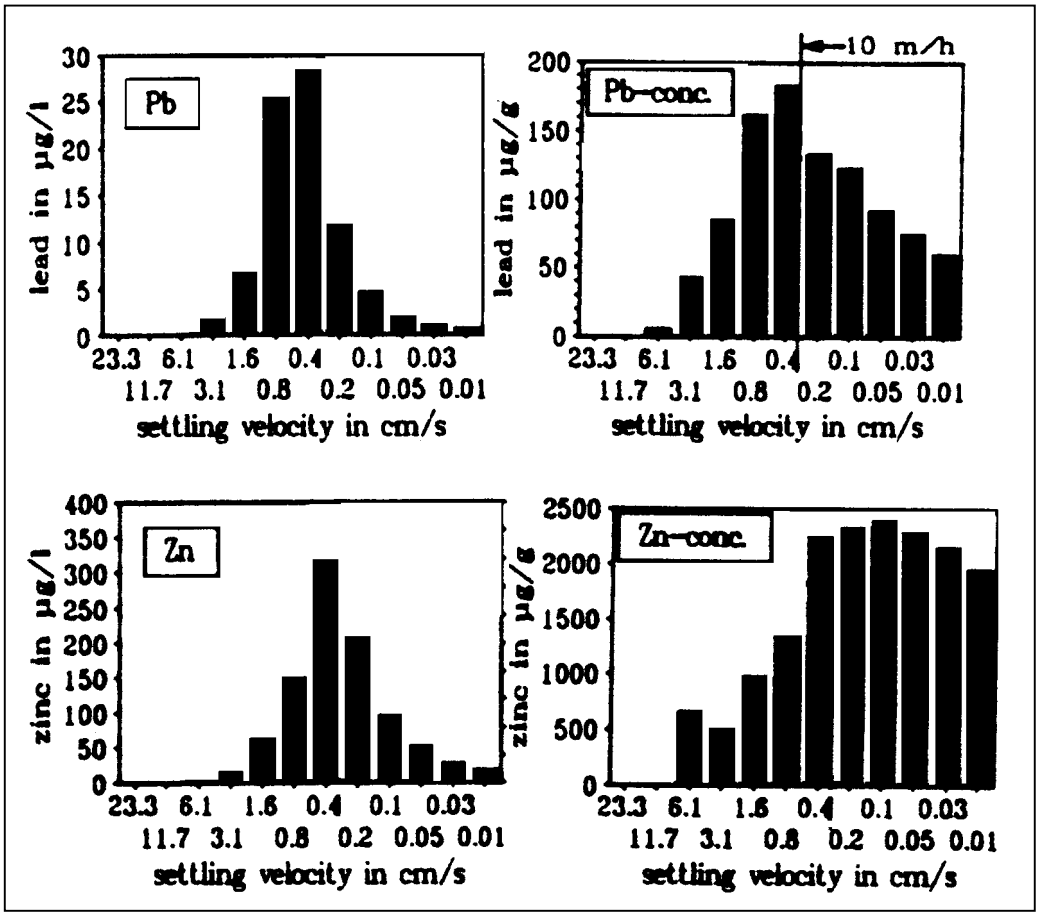


Figure 36: répartition des métaux par classe de vitesse de chute, d'après [Michelbach et Wörhle; 93]

[Pisano ; 96] synthétise les résultats de diverses campagnes de mesure des vitesses de sédimentation des eaux unitaires réalisées aux Etats Unis et au Canada. Les résultats sont extrêmement variables d'une campagne à une autre et cette variabilité peut être imputée au site de mesure mais aussi à la variété des protocoles de mesure utilisés. La vitesse de chute médiane varie entre 0.01 et 5.45 cm/s. Sur la Figure 37 nous comparons les courbes de distribution des vitesses de chute (courbe moyenne pour chaque site de mesure) obtenues en

France par [Chebbo ; 92], en Allemagne par [Michelbach et al. ; 93] et aux USA pour 4 des campagnes de mesure citées par [Pisano ; 96]. La distribution de vitesses de chute mesurée par Michelbach se distingue nettement des autres du fait que les particules de vitesse de chute inférieure à 0.01 cm / s n'ont pas été prises en compte dans le calcul.

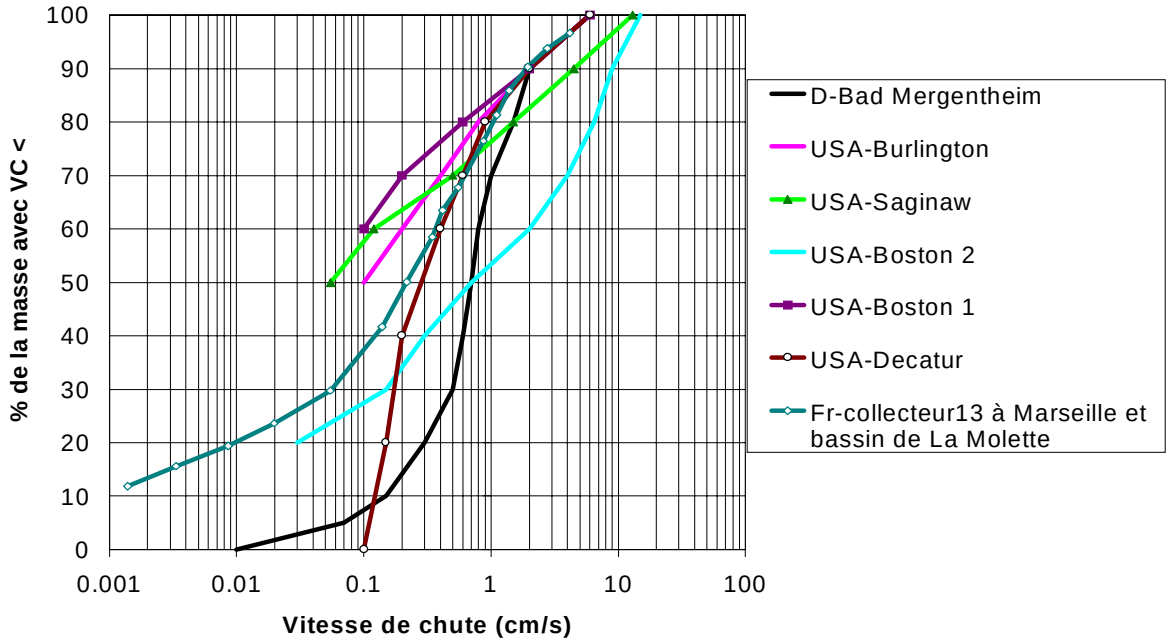


Figure 37: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires - synthèse des données bibliographique d'après [Chebbo; 92], [Michelbach et al.; 93], [Pisano; 96]

3.4. Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux et phénomène de « premier flot »

3.4.1. Qu'est ce que le premier flot ?

L'existence d'un effet de « premier flot » a été évoquée dès 1956 par Wilkinson , cité dans [Larsen et al.; 98], et a donné lieu depuis lors à de nombreuses controverses. Malgré des études nombreuses et fournies sur ce thème, les discussions perdurent entre ceux qui « l'ont vu » et ceux qui « n'y croient pas » (Bertrand Krajewski et al.; 98). L'enjeu du débat est important de par ses conséquences sur le dimensionnement des ouvrages de traitement des RUTP, et en particulier des ouvrages de stockage-décantation. En réalité, l'apparente disparité des observations est liée en grande part à l'absence d'une définition unique et objective du terme « premier flot ». Les termes « first flush », « foul flush » ou encore « first foul flush » ont été utilisés pour désigner des notions différentes suivant les auteurs. Dans de nombreux cas, ces termes désignaient « un fort pic de concentration en début de pluie » ([Thornton et Saul; 87], [Lessard et al.; 82]) ou « la première période de l'événement pendant laquelle la concentration en polluants est significativement supérieure à celle observée dans les phases ultérieures » ([Pearson et al.; 86]).

Cette première définition du phénomène de premier flot reste extrêmement subjective, et l'interprétation d'une concentration comme « significativement supérieure » ou « fort pic » est souvent fonction des convictions personnelles de l'auteur (Chocat et Eurydice ; 97). Par ailleurs cette définition ne peut être interprétée en terme de dimensionnement des ouvrages de traitement. Une concentration élevée en début d'événement ne se traduit pas forcément par une masse de pollution élevée en début d'événement car les débits correspondant à ce pic de concentration sont souvent faibles. Du point de vue du dimensionnement des bassins de stockage, le phénomène de premier flot ne présente de réel intérêt que s'il permet l'interception d'une grande fraction de la masse polluante dans une faible fraction du volume. C'est pourquoi [Geiger ; 84] et [Stotz et al. ; 84] proposent d'illustrer le phénomène par des courbes M(V) représentant le % de masse M(t) intercepté à l'instant t en fonction du % de volume V(t) écoulé à l'instant t:

$$M(t) = \frac{\text{masse cumulée au temps t}}{\text{masse totale au cours de l'événement}} = \frac{\int_{u=0}^{t} C(u)Q(u)du}{\int_{u=0}^{D} C(u)Q(u)du},$$

où D est la durée de l'événement,

$$V(t) = \frac{\text{volume cumulé au temps t}}{\text{volume total de l'événement}} = \frac{\int_{u=0}^{t} Q(u)du}{\int_{u=0}^{D} Q(u)du}$$

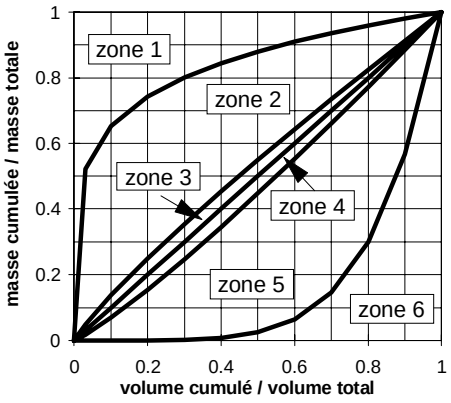
Pour Stotz, il y a premier flot lorsque « le flux maximal se produit avant le pic de débit et qu'il décroît plus rapidement que le débit ». La définition proposée par Geiger paraît plus claire : il y a un premier flot significatif si l'écart maximum entre la courbe M(V) et la bissectrice est supérieur à 0.2. En effet, une courbe M(V) proche de la diagonale traduit une répartition quasi uniforme de la masse polluante sur l'ensemble du volume de la pluie ; une courbe M(V) incurvée vers le haut, au dessus de la diagonale, traduit une proportion de la masse plus élevée dans la première fraction du volume ; une courbe M(V) incurvée vers le bas, en dessous de la diagonale, traduit une proportion de la masse plus élevée dans la dernière fraction du volume. Plus récemment, [Gupta et Saul ; 96] définissaient le volume de premier flot comme le volume cumulé écoulé à l'instant t ou l'écart entre V(t) et M(t) est maximal, ce qui correspond également à l'écart maximal entre M(V) et la bissectrice.

Ces définitions sont cependant insuffisantes, selon [Chocat et Eurydice ; 97] et [Bertrand Krajewski et al. ; 98], car elles ne tiennent pas compte du moment où cet écart entre la courbe M(V) et la bissectrice à lieu. Or, si l'écart a lieu en fin d'événement pluvieux, cela se traduit par la nécessité de traiter malgré tout une fraction importante du volume écoulé.

La définition du premier flot la plus adaptée d'un point de vue du traitement de la pollution des RUTP est sans doute celle proposée par [Saget et al. ; 96] et reprise par [Bertrand-Krajewski et al. ; 97 et 98] : il y a premier flot lorsque les premiers 30% du volume écoulé véhiculent au moins 80% de la masse de pollution. Afin de faciliter l'interprétation des courbes M(V), ils proposent de les approximer par des fonctions de la forme $M=V^b$ et de classer les courbes selon la valeur de b en six catégories, correspondant aux six zones du graphe M(V) présentées en Tableau 70. Le premier flot correspond aux courbes situées en zone 1, et à une valeur de b inférieure à 0.185.

Tableau 70 et Figure 38 : caractérisation des courbes M(V) selon [Bertrand Krajewski et al.; 98]

Valeur de b		Zone	Ecart de M(V) par rapport à la bissectrice	
b < 1	0 < b ≤ 0.185	1	Ecart positif	Fort
	0.185 < b ≤ 0.862	2		Moyen
	0.862 < b ≤ 1	3		Négligeable
b > 1	1 < b ≤ 1.159	4	Ecart négatif	Négligeable
	1.159 < b ≤ 5.395	5		Moyen
	5.395 < b	6		Fort



3.4.2. Position relative des pics de concentration et de débit

La plupart des auteurs ([Saget; 94], [Bellefleur; 89], [Pearson et al.; 86], [Lessard et al.; 82]...) s'accordent sur l'existence fréquente, en réseau unitaire, d'un pic de concentration précédent le pic de débit. Ce phénomène est généralement attribué à un lessivage des dépôts, en début de pluie, sur les surfaces urbaines et dans le réseau. [Lessard et al; 82] dit avoir démontré l'existence du « phénomène de lessivage » à Montréal. A Entzheim, [Bellefleur et al.; 89] observe un pic de pollution en début d'hydrogramme. Les flots d'eaux pluviales sont plus pollués que les eaux de temps sec en début de pluie puis deviennent moins pollués que les eaux de temps sec. Le phénomène n'est visible que pour les pluies précédées par au moins 8 heures de temps sec. A Great Harwood, en Grande Bretagne, [Pearson et al.; 86] relèvent des concentrations significativement plus élevées en début de pluie pour 102 événements pluvieux sur les 113 étudiés. Ces auteurs distinguent deux types d'événements pluvieux de ce type: ceux dont les concentrations sont inférieures à la concentration de temps sec (type A) et ceux présentant des concentrations supérieures aux eaux de temps sec (type B). Pour les événements de type A la concentration maximale est fonction de la concentration des effluents de temps sec en début de pluie. Pour les événements de type B la concentration maximale est fonction de la durée de temps sec précédente, de l'intensité maximale de la pluie et des caractéristiques de l'événement pluvieux précédent. [Thornton et Saul ; 87] ont observé un fort pic de concentration en début d'événement pluvieux dans 78% des cas pour le bassin versant de Great Harwood et 46% des cas pour le bassin versant de Clayton le Moors. Ils attribuent le phénomène à un lessivage des dépôts constitués par temps sec dans le réseau d'assainissement. Le paramètre déterminant serait la durée de temps sec précédente.

3.4.3. Répartition de la masse polluante au cours de l'événement pluvial

En ce qui concerne la répartition des masses polluantes au cours de l'événement pluvial dans les réseaux unitaires, nous nous réfèrerons aux travaux de [Geiger ; 84, 86 et 87] et de [Saget ; 94]. Geiger a exploité les données des bassins versants de Stuttgard-Büsnau (32 ha, forte pente, imperméabilisé à 38%) et de Münich-Harlaching (540 ha, pente faible, imperméabilisé à 35%). Saget a analysé les courbes M(V) pour 117 événements pluvieux, collectés au niveau de 7 bassins versants unitaires, avec des surfaces actives de 8 à 4600 ha.

Les résultats de ces deux auteurs amènent aux conclusions suivantes :

- Pour un site de mesure donné, la forme des courbes M(V) est très variable d'un événement à un autre .
- La courbe M(V) moyenne peut être très différente en fonction du site de mesure, comme l'indique la comparaison de Stuttgard-Büsnau et de Münich-Harlaching. Les données concernant la répartition des masses polluantes au cours de l'événement ne sont donc pas transposables d'un site à un autre.
- Pour un événement donné la forme de la courbe M(V) peut différer en fonction du polluant considéré. Mais, la courbe moyenne diffère peu en fonction du polluant, pour les MES, DCO et DBO5. [Saget et al. ; 96] remarquent cependant que pour la plupart des événements la courbe M(V) des MES est en dessous de celles de la DCO et de la DBO5 dans les premiers 40% du volume. La DCO et la DBO5 sont donc déchargées plus rapidement que les MES en début d'événement pluvial.
- Le phénomène de premier flot, selon la définition de [Bertrand-Krajewski et al. ; 98] n'a été observé que dans un nombre très limité de cas et ne peut en aucun cas servir de base à une stratégie de traitement. Sur les 117 événements pluvieux étudiés par [Saget ; 94], aucun ne se situe en zone 1, la plupart étant en zone 2 et 3.

Les facteurs déterminant la forme des courbes M(V) n'ont pas été clairement identifiés pour l'instant. Les hypothèses avancées sur les conditions d'existence d'un premier flot sont diverses et parfois contradictoires, ce qui souligne la complexité des phénomènes en jeu. Ainsi, [Stotz et Krauth ; 84] avancent que le premier flot dépend essentiellement des dépôts accumulés en réseau par temps sec et que l'apport de polluants par les eaux de ruissellement est de moindre importance. [Bertrand-Krajewski et al. ; 98] rappellent au contraire que la majeure partie de la masse polluante de MES provient des eaux de ruissellement, le dépôt contribuant en moyenne pour 15 à 30% seulement. Ils notent également que l'érosion des dépôts à lieu au moment des pics de débit et ne se limite pas à un lessivage en début d'événement pluvieux. [Geiger ; 87] explique les effets de premier flot par la forte pente du réseau dans le cas de Stuttgard-Büsnau et à l'inverse par les dépôts dus à la sédimentation des eaux usées dans le cas de Münich-Harlaching. La taille du bassin versant est également évoquée comme paramètre explicatif ([Geiger ; 86]): les grand bassins versant seraient moins favorables au premier flot du fait de phénomènes de décalage des apports provenant des différentes parties du bassin.

[Saget ; 94] n'a pu mettre en évidence aucune relation entre les caractéristiques du bassin versant (taille, pente) et la distribution des masses polluantes pour différents sites de mesure.

Il ne semble pas non plus y avoir de relation entre les caractéristiques de l'événement pluvieux (intensité, hauteur d'eau, durée de temps sec précédente) et la forme des courbes M(V) pour différentes pluies sur un même site de mesure.

[Geiger ; 87] explique l'absence de relation entre la forme de la courbe M(V) et la durée de temps sec, pour des durées supérieures à 1 heure, à une reconstitution rapide des stocks de dépôts mobilisables dans le réseau. L'équilibre serait atteint au bout de 40 mn après la fin du ruissellement. Il met en évidence pour le site de Münich-Harlaching une relation entre le phénomène de first flush et le moment de la journée où se produit la pluie. Pour les MES et la DCO, le premier flot serait plus marqué la nuit que le jour. L'auteur en conclut que la quantité de dépôt disponible la nuit est plus importante que le jour, du fait d'un lessivage par le pic de débit diurne.

[Stotz et Krauth ; 84] estiment que des effets de chasse peuvent se produire sur des sections du réseau, conduisant à un premier flot marqué au niveau du sous bassin, sans que cela se traduise par un premier flot marqué à l'exutoire du bassin versant. On observerait un premier flot marqué à l'exutoire à condition que les temps de concentration des différents sous bassins soient identiques.

3.5. Conclusions sur les données bibliographiques concernant les eaux pluviales unitaires

De nombreuses études ont été menées en France et à l'étranger sur les concentrations et les flux véhiculés par temps de pluie à l'exutoire des réseaux unitaires. Elles ont permis d'évaluer les masses polluantes générées à l'échelle de l'événement pluvieux et à l'échelle annuelle. Elles ont démontré l'impact qu'avaient les rejets pluviaux unitaires sur le milieu naturel et la nécessité d'un traitement.

Les données concernant les caractéristiques de ces effluents, notamment la répartition de la pollution entre les phases dissoute et particulaire, la nature des particules en suspension (les vitesses de sédimentation des particules, les teneurs en polluants des particules) sont beaucoup moins nombreuses et se limitent souvent à un faible nombre d'événements pluvieux et à un faible nombre de sites de mesure. Ces données, qui constituent des informations clef dans la mise en place de stratégies de traitement, demandent à être confirmées. Il serait intéressant de plus d'analyser plus précisément la variabilité de ces caractéristiques en fonction de l'événement pluvieux.

Les mécanismes de génération de la pollution des eaux pluviales unitaires, et notamment les mécanismes de transfert en réseau, sont encore assez mal connus et demandent à être analysés plus précisément. Ces mécanismes déterminent la masse polluante totale générée au cours d'un événement mais également la répartition de cette masse au cours de l'événement pluvieux.

La notion de « premier flot » a donné lieu à nombreuses controverses entre ceux qui « l'ont vu » et ceux qui prétendent qu'il n'existe pas. Bien qu'un certain nombre de travaux semblent démontrer qu'il n'y ait pas de « premier flot » justifiant de traiter uniquement la première fraction du volume écoulé, les doutes persistent sur l'existence d'un tel mécanisme, lié à un lessivage du réseau en début de pluie pour les bassins versants de petite taille munis de réseaux propices à la sédimentation.

4. CONCLUSIONS DE LA SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

La synthèse des données bibliographiques concernant la pollution des eaux urbaines, que ce soit les eaux usées, les eaux de ruissellement, les eaux pluviales séparatives ou unitaires, révèle l'intérêt porté au problème de la pollution des RUTP depuis une vingtaine d'années. D'importants efforts de quantification et de caractérisation de la pollution des effluents de temps de pluie ont été réalisés. Nous avons cependant mis en évidence :

- une insuffisance de données sur certains points spécifiques tels que la qualité des eaux usées domestiques et professionnelles au moment du rejet, les caractéristiques des eaux de ruissellement en centre ville, les caractéristiques des particules en suspension dans les différents types d'effluents ;
- une compréhension incomplète des mécanismes d'accumulation et d'entraînement de la pollution sur les surfaces urbaines mais aussi dans le réseau unitaire, par temps sec et par temps de pluie ;
- une grande disparité des résultats issus des différentes études.

A l'heure actuelle, il est difficile de dire si les fluctuations observées d'une campagne de mesure à une autre et, pour une même campagne, d'un événement pluvieux à un autre, reflètent la réalité des phénomènes ou si elles sont dues aux protocoles expérimentaux et à l'évolution des méthodes analytiques. De plus, comme le souligne [Saget ; 94], un manque d'information sur les caractéristiques du site de mesure et sur les méthodes d'acquisition des données est souvent à déplorer.

Par ailleurs, les recherches se sont souvent focalisées sur un point spécifique du cycle urbain de l'eau (ruissellement de toiture, ruissellement de voirie, exutoire..) et sur un type de polluant spécifique. Ces travaux ne permettent pas de suivre l'évolution de la qualité des eaux pluviales au cours de leur cheminement et de mettre en évidence l'importance des différentes sources de pollution.

C'est pourquoi, nous nous proposons d'étudier sur un même bassin versant, dont les caractéristiques en terme d'occupation du sol et de réseau d'assainissement sont bien connues, la qualité des différents types d'eaux urbaines : eaux usées de temps sec, eaux de ruissellement des toitures, des cours et jardins, des chaussées, eaux pluviales à l'exutoire du réseau unitaire. Ces effluents seront analysés :

- avec des protocoles expérimentaux homogènes et bien réfléchis,
- pour les mêmes événements pluvieux,

- pour un grand nombre d'événements pluvieux,
- pour différents types de polluants : matières en suspension, matières organiques, métaux, hydrocarbures,
- en plusieurs points correspondant à des sites de caractéristiques différentes, pour les eaux de ruissellement.

CHAPITRE 2.2.

CARACTERISATION DES EAUX USEES DE TEMPS SEC DU MARAIS

CHAPITRE 2.2.

CARACTERISATION DES EAUX USEES DE TEMPS SEC DU MARAIS

CHAPITRE 2.2. CARACTERISATION DES EAUX USEES DE TEMPS SEC DU MARAIS

1. DESCRIPTION DES CAMPAGNES DE MESURE

1.1. Campagne d'étude des eaux de lavage de voirie

Les eaux issues du nettoyage de la voirie (balayage humide des caniveaux et lavage mécanique) ont été analysées et quantifiées au niveau de trois chaussées : rue Duval, rue Rosiers-Vieille du Temple et rue St Antoine; et pour six journées du mois de février 1998. Pour chaque journée et chaque site de mesure nous avons déterminé :

- la concentration en MES, MVS, DCO totale et dissoute, DBO5 totale et dissoute, métaux et hydrocarbures de l'échantillon moyen d'eaux de lavage;
- la vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux de lavage;
- le volume total de ces eaux.

Le dispositif expérimental utilisé est celui mis en place pour l'étude des eaux de ruissellement de chaussée.

1.2. Campagne d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du bassin versant

Quatre campagnes d'analyse des eaux de temps sec ont été menées à l'exutoire du bassin versant du Marais, entre juillet 1996 et août 1997, à trois saisons différentes :

- du 15 au 27 juillet 1996, et du 22 juillet au 3 août 97, durant les congés d'été,
- du 6 au 14 janvier 1997, durant une période très froide où le gel interdisait tout lavage des chaussées,
- du 8 mars au 1 avril 1997, hors période de vacances scolaires et hors période de gel.

Pour chacune de ces campagnes, 3 à 7 jours différents de la semaine ont été étudiés. Chaque journée, 24 échantillons moyens horaires ont été prélevés. Ces échantillons ont été constitués en prélevant 260 ml d'effluent toutes les 6 minutes.

Les paramètres de pollution mesurés sont les suivants :

- paramètres globaux (MES, MVS, DCO, DBO5), mesurés pour toutes les campagnes ;
- micro polluants (Cd, Cu, Pb, Zn, Hc), pour les campagnes de janvier et mars 97 ;
- vitesses de chute des particules en suspension, pour les campagnes de mars et juillet 97 ;
- paramètre complémentaire : NH4+ en juillet 97 .

Les concentrations de DCO, DBO5, de métaux et d'hydrocarbures, ont été déterminées pour les fractions totale, dissoute et particulaire. Pour les paramètres globaux, les 24 échantillons moyens horaires ont été analysés. Pour les métaux, les hydrocarbures et les vitesses de chute, la lourdeur des analyses, ainsi que le volume d'échantillon nécessaire aux analyses (1 litre pour métaux, 1 litre pour les hydrocarbures, 3 litres pour les vitesses de chute), nous a imposé le regroupement de plusieurs échantillons moyens horaires avant analyse. Ces regroupements ont été effectués sur la base du pollutogramme en MES observé lors de la première campagne, de façon à constituer des échantillons caractéristiques d'une période de la journée. 3 à 5 échantillons ont été constitués et analysés pour chaque journée de mesure.

Le Tableau 71 récapitule pour chaque campagne de mesure des eaux de temps sec, le nombre de journées de mesure, le nombre d'échantillons analysés par jour et les paramètres de pollution étudiés.

Tableau 71: récapitulatif des trois campagnes de temps sec

	Paramètres mesurés	Nombre d'échantillons par jour			Nombre de jours et type de jour dans la semaine[11]	
		paramètres globaux	micro polluants	vitesse de chute		
Juillet 96	MES, MVS, DCO, DBO5	24	∅	∅	6	tous sauf mardi
Janvier 97	MES, MVS, DCO, DBO5, métaux, hydrocarbures	24	5	∅	5	tous sauf jeudi et samedi
Mars 97	MES, MVS, DCO, DBO5, métaux, hydrocarbures, conductivité, vitesse de chute	24	3	3	7	tous les jours de la semaine
Juillet 97	MES, MVS, DCO, DBO5, pH, conductivité, vitesse de chute, NH4+	24	∅	3	3	lundi, mardi, dimanche

[11] lors des campagne de juillet et 96 et janvier 97, certains jours de la semaine n'ont pas pu être étudiés pour cause de pluie. La campagne de juillet 97 vient en complément de juillet 96, seuls trois journées ont de ce fait été étudiées.

2. CARACTERISTIQUES MOYENNES JOURNALIERES DES EAUX DE NETTOYAGE DE VOIRIE

2.1. Volume d'eau et masses polluantes engendrées

Les volumes d'eaux de lavage mesurés dans le cadre de notre campagne d'étude variaient entre 7 et 35 litres par mètre de caniveau et par jour. Le balayage humide des caniveaux génère la plus grande part des eaux de nettoyage de voirie. Les volumes produits par les arroseuses laveuses (lavage mécanique) sont quant à eux faibles, de l'ordre de 4 à 7 litres par mètre de caniveau.

Le volume quotidien des eaux de nettoyage de voirie pénétrant dans un avaloir est susceptible de fluctuer fortement

- en fonction des pratiques du balayeur. Suivant le cas la borne - fontaine est refermée immédiatement après le balayage du tronçon de caniveau, laissée ouverte durant toute la durée de nettoyage du secteur ou encore oubliée en position ouverte après le nettoyage;
- en fonction de la longueur de caniveau drainée par l'avaloir;
- en fonction du débit de la fontaine.

Cette variabilité des volumes conduit à une dilution plus ou moins importante des polluants issus du nettoyage de chaussée. Afin d'homogénéiser les résultats entre les différents sites de mesure et d'éliminer les biais liés aux phénomènes de dilution, les masses polluantes produites ont été exprimées en gramme par mètre linéaire de caniveau et par jour. Elles sont synthétisées dans le Tableau 72.

Les masses polluantes produites par unité de longueur varient d'un facteur 3 à 4 d'un site de mesure à un autre et d'une journée de mesure à une autre dans le cas de matières en suspension et de la matière oxydable, et d'un facteur 7 à 30 dans le cas des métaux. Cette variabilité semble aléatoire et aucune relation n'à pu être établie en fonction du site de mesure ou du jour de la semaine.

Par ailleurs, les masses de solides entraînées par le nettoyage sont négligeables par rapport aux valeurs citées dans le littérature pour le stock de polluants présent sur la voirie. Les échantillonnages effectués par [Bris; 97], au moyen d'un appareil de type « nettoyeur de moquette », sur une des chaussées du bassin versant, ont permis d'évaluer le stock de solides à 27 g/m ± 31 pour le seul caniveau, 34 g/m ± 31 pour trottoir et caniveau, et 77 g/m ± 35

pour la demie rue. La masse de solides entraînée par le nettoyage est quant à elle inférieure à 3.1 g/m dans 90% des cas. Par ailleurs, les masses métalliques entraînées dans 90% des cas par le nettoyage de voirie sont, si l'on compare avec les travaux de [Bris, 97] et [Bris et al ; 98] sur une des chaussées du bassin versant, très inférieures à la masse totale disponible sur la demi-rue et également très inférieures à la masse disponible dans le seul caniveau. Notons que les mesures de stocks effectuées par [Bris et al ; 98] ne sont peut être pas extrapolables à l'ensemble du bassin versant. Elles concernent une seule rue et sont ponctuelles dans le temps (deux journées de mesure), il convient donc d'être prudent dans les interprétations. Cependant, la comparaison avec le stock moyen de solides, de matières oxydables et de métaux mesuré lors de la campagne NURP pour la chaussée et les caniveaux semble confirmer la faible efficacité du nettoyage.

Remarquons que si le nettoyage pratiqué n'entraîne à chaque fois qu'une faible fraction du stock total disponible sur la voirie, sa fréquence quotidienne à Paris peut néanmoins avoir un effet sur la qualité des eaux de ruissellement, en limitant le stock de pollution facilement mobilisable.

Tableau 72: masses polluantes journalières, par mètre de caniveau, des eaux de nettoyage de voirie et comparaison avec des données bibliographiques concernant le stock sur la voirie

	Eaux de nettoyage de voirie, Marais			Stock sur la voirie (données bibliographiques)	
	1er déc.	médiane	9ème déc.	[1]	[2]
Volume (l/m)	9.5	13.8	34.9		
MES (g/m)	0.82	1.64	3.1	77	395*
MVS (g/m)	0.36	0.92	1.46		28.2
DCO (gO2/m)	1.18	2.54	5.04		26.8
DBO5 (gO2/m)	0.34	0.67	1.41		2.8
Cd (µg/m)	1.29	2.58	10.99		
Cu (mg/m)	0.33	0.62	1.33	14	56
Pb (mg/m)	0.63	1.06	7.55	120	161
Zn (mg/m)	1.93	4.57	8.91	141	183
Hydrocarbures (mg/m)	6.7	13.0	24.9		

[1] : stock par mètre linéaire sur une demi-rue (trottoir+caniveau+1/2 chaussée), rue de Béarn, Paris, d'après [Bris ; 97] et [Bris et al. ; 98],
[2] : stock par mètre linéaire sur caniveaux+chaussée, moyenne pondérée sur l'ensemble de la campagne NURP, USA, , [Sartor et al. ; 74], *=solides totaux

Ces résultats ont été extrapolés à l'ensemble des 21 km de caniveaux du bassin versant de façon à estimer la masse polluante totale produite par le nettoyage de la voirie et pénétrant

dans le réseau d'assainissement au cours d'une journée. Ces estimations sont présentées dans le Tableau 73.

Tableau 73: masse polluante journalière apportée dans le réseau d'assainissement par les eaux de nettoyage de voirie de l'ensemble du bassin versant du Marais

	1er décile		médiane		9ème décile	
Volume (m3/j) et (l/hab/j)	200	16	289	23	733	59
MES (kg/j) et (g/hab/j)	17.2	1.4	34.4	2.8	65	5.2
MVS (kg/j) et (g/hab/j)	7.6	0.6	19.3	1.6	30.7	2.5
DCO (kg/j) et (g/hab/j)	24.8	2.0	53.3	4.3	105.8	8.5
DBO5 (kg/j) et (g/hab/j)	7.1	0.6	14.1	1.1	29.6	2.4
Cd (mg/j) et (µg/hab/j)	27.1	2.2	54.2	4.4	230.9	18.7
Cu (g/j) et (mg/hab/j)	6.9	0.5	13.0	1.0	27.9	2.2
Pb (g/j) et (mg/hab/j)	13.1	1.1	22.3	1.8	158.6	12.8
Zn (g/j) et (mg/hab/j)	40.6	3.3	96.1	7.8	187.1	15.1
Hydrocarbures (g/j) et (mg/hab/j)	140	11.3	273	22.1	523	42.3

2.2. Répartition de la pollution des eaux de nettoyage entre phase dissoute et phase particulaire

La matière oxydable et le cuivre véhiculés par les eaux de lavage de voirie se répartissent en proportions équivalentes entre la phase dissoute et la phase particulaire. En revanche, la phase particulaire domine largement dans le cas du cadmium, du plomb, du zinc et des hydrocarbures. La plus faible proportion de cuivre sous forme particulaire, par rapport aux autres métaux, est sans doute à relier à la forte affinité du cuivre pour la matière organique dont une fraction importante est dissoute.

Tableau 74: proportion de DCO et de DBO5 liée aux particules dans les eaux de nettoyage

	1er décile	médiane	9ème décile
% DCO particulaire	43	59	74
% DBO5 particulaire	39	47	64
% Cd particulaire	59	94	97
% Cu particulaire	28	50	71
% Pb particulaire	68	90	98
% Zn particulaire	52	77	87
% Hc particulaire	67	87	98

2.3. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie

2.3.1. Teneurs en matière organique des particules issues du nettoyage

Les teneurs en matière volatiles des particules en suspension dans les eaux de lavage sont de l'ordre de 40 à 60%, ce qui est nettement supérieur aux valeurs de 3 à 13% généralement citées dans la littérature pour les sédiments de chaussée ([Butler et al. ; 92] ; [Artières ; 87] ; [Sartor et al. ; 74], [Sartor et Gaboury ; 84]), et à la valeur de 10 à 20% mesurée par ([Bris; 97] pour les sédiments d'une chaussée du bassin versant. Les teneurs en DCO et en DBO5 des particules entraînées par les eaux de lavage de voirie sont quant à elles plus de 10 fois supérieures aux valeurs moyennes citées par [Sartor et Gaboury ; 84] pour les sédiments de chaussée. Ce sont donc les particules les plus organiques qui sont lessivées préférentiellement.

Les teneurs en matière organique des particules issues du nettoyage de voirie sont nettement inférieures à celles citées dans la littérature (chapitre 2.1, page 160) pour les eaux usées.

Tableau 75: teneur en matière organique des particules de nettoyage de voirie et comparaison avec les teneurs citées dans la bibliographie pour le sédiment de la voirie

	Eaux de nettoyage de voirie, Marais			Stock sur la voirie (données bibliographiques)
	1er déc.	médiane	9ème déc.	[Butler et al. ; 92] ; [Artières ; 87] ; [Sartor et Gaboury ; 84], [Bris; 97]
MVS / MES (g / g)	0.39	0.54	0.63	0.03 à 0.2
DCOp / MES (gO2 / g)	0.60	0.83	1.16	0.08
DBO5p / MES (gO2 / g)	0.30	0.47	0.58	0.01

2.3.2. Teneurs en micropolluants des particules issues du nettoyage

Les teneurs mesurées pour les particules les eaux de nettoyage fluctuent d'un site à un autre et d'un jour à un autre. Les valeurs les plus stables sont obtenues pour le cuivre, avec un facteur de variation inférieur à 3.3 pour 80% des échantillons. Les fluctuations les plus importantes sont obtenues pour le plomb, avec un facteur de variation inférieur à 11 pour 80% des échantillons. Parmi les trois chaussée dont nous avons analysé les eaux de lavage, la rue Duval se démarque par des teneurs en métaux et en hydrocarbures plus élevées, et notamment une teneur médiane en zinc 3 fois plus élevée que pour les deux autres sites et

une teneur médiane en plomb 5 fois plus élevée. Ce résultat est étonnant car cette rue est caractérisée par une circulation nettement plus faible que sur les deux autres sites. Il est peut être à relier à la présence continue de voitures en stationnement, alors qu'il n'y a pas de stationnement sur les deux autres rues.

Les teneurs métalliques des particules entraînées en suspension dans les eaux de nettoyage sont comparables aux valeurs citées dans la littérature pour les sédiments de voirie, et notamment les valeurs données par [Bris et al. ; 98] pour les sédiments d'une des rues du Marais.

Tableau 76: teneur en métaux et hydrocarbures des particules de nettoyage de voirie et comparaison avec des données bibliographiques concernant les teneurs dans les sédiment de voirie

	Eaux de nettoyage de voirie, Marais			Stock moyen sur la voirie (données bibliographiques)
	1er déc.	médiane	9ème déc.	[Artières ; 87] ; [Sartor et Gaboury ; 84], [Revitt et al. ; 90] [Bris; 97]
Cdp / MES (mg / kg)	0.7	2.0	3.6	0.4 à 5
Cup / MES (mg / kg)	100	200	330	21 à 360
Pbp / MES (mg / kg)	340	1000	3760	135 à 3276
Znp / MES (mg / kg)	940	2000	4800	115 à 2900
HCp / MES (mg / kg)	2100	5700	14600	

2.3.3. Vitesses de chute des particules issues du nettoyage

Tableau 77: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie

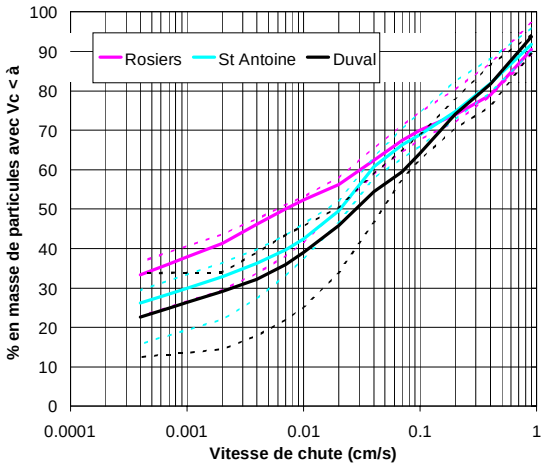
		V80 (cm / s)	V50 (cm / s)	% < 0.002 cm / s	% < 0.0004 cm / s
MES	1er décile	0.17	0.007	42.4	36.1
	médiane	0.37	0.021	32.1	26.2
	9ème décile	0.45	0.032	17.8	14.5
MVS	1er décile	0.22	0.005	45.3	40.1
	médiane	0.37	0.011	39.0	31.4
	9ème décile	0.50	0.029	22.9	21.0

Les vitesses de chute des particules issues du nettoyage sont relativement stables d'un échantillon à l'autre, compte tenu des fortes incertitudes de mesure.

On observe une différence du point de vue des vitesses de chute entre les particules provenant des trois sites de mesure. Les vitesses de chute les plus élevées ont été mesurées pour la rue Duval. Les particules provenant du nettoyage de la rue des Rosiers -Vieille du

Temple présentent des vitesses de chute nettement plus faibles que celles des deux autres sites de mesure.

Figure 39: comparaison des vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie, pour les trois sites de mesure rue Duval, rue des Rosiers et rue de Turenne



La teneur en matière organique des particules diffère assez peu en fonction de leur vitesse de chute (Figure 41). On remarquera cependant que les teneurs sont les plus élevées pour les particules de vitesse de chute inférieure à 0.002 cm / s, avec 54 à 73 % de MVS. Ceci induit un écart entre les distributions des vitesses de chute des MES et des MVS, pour les faibles vitesses de sédimentation (voir Figure 40). Les particules avec les plus fortes vitesse de chute (Vc > 0.2 cm / s) ont des teneurs de 41 à 66%, supérieures à ce qui est mesuré pour les vitesses de chute intermédiaires.

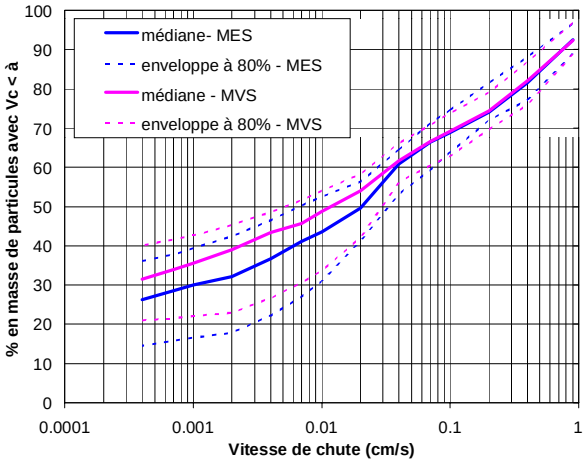


Figure 40: comparaison des vitesses de chute des MES et des MVS dans les eaux de nettoyage de voirie

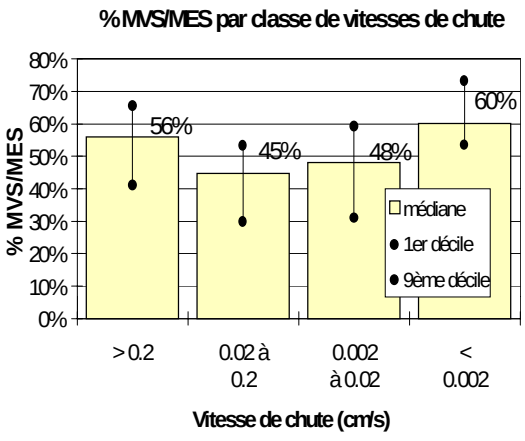


Figure 41: teneur en matières volatiles des particules en fonction de leur vitesse de chute

2.4. Conclusions sur les eaux de nettoyage de voirie

Le volume, la concentration et la masse polluante générés par le nettoyage d'une portion de voirie sont très variables d'un jour à un autre. Cette variabilité peut être due à la méthode de nettoyage ou à la nature aléatoire du stock disponible sur la voirie et en particulier dans le caniveau.

Les masses entraînées lors du nettoyage, en terme de MES, de matière oxydable ou de métaux, sont faibles par rapport aux valeurs citées dans la littérature pour le stock de polluants accumulés sur une chaussée.

Alors que la matière oxydable et le cuivre contenus dans les eaux de nettoyage se répartissent en proportions comparables entre la phase dissoute et la phase particulaire, le cadmium, le plomb, le zinc et les hydrocarbures sont majoritairement sous forme particulaire. Les matières en suspension des eaux de nettoyage du Marais sont fortement organiques (%MVS/MES ≈ 40 à 60%). Les teneurs en métaux et en hydrocarbures des particules sont comparables aux valeurs citées dans la littérature pour les sédiments de voirie. Les vitesses de sédimentation des particules en suspension ne sont pas très élevées, ce qui signifie qu'une fraction importante de ces matières en suspension ne sera pas portée à sédimenter dans le réseau. Cependant, le nettoyage entraîne également dans le réseau une masse importante de solides grossiers qui ne sont pas transportés en suspension (graviers, cannettes, déchets divers…) et qui n'ont de ce fait pas été pris en compte dans cette étude.

3. CARACTERISTIQUES MOYENNES JOURNALIERES DES EAUX DE TEMPS SEC A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT

3.1. Débits, flux et concentrations moyennes journalières des eaux de temps sec

3.1.1. Ordre de grandeur

Le Tableau 78 synthétise les ordres de grandeurs des débits moyens journaliers, concentrations moyennes journalières et flux moyens journaliers ramenés au nombre d'habitants pour le bassin versant du Marais et les compare aux données de la littérature.

Tableau 78: concentrations et flux moyens journaliers des eaux usées (les valeurs en italiques pour les MES et MVS sont obtenues après correction de la surestimation systématiques des concentrations)

		Le Marais		Collecteur des Coteaux	« Equivalent habitant »
Débit	l/j/hab	338 – 549		398 – 485	
	m3/s	0.048 – 0.077			
MES	g/jour/hab	48 – 77	*42 – 57*	31 – 71	90 [a] et [c] ; 126 [d]
	mg/l	111 – 194	*97 – 170*	78 – 151	
MVS	g/jour/hab	40 – 65	*34 – 56*		
	mg/l	91 – 166	*78 - 143*		
DCO	g/jour/hab	116 – 185		60 – 140	80[d] ; 120 [c]
	mg/l	246 – 465		152 – 298	
DBO5	g/jour/hab	55 – 94		29 – 65	60 [b]
	mg/l	115 – 212		72 – 137	
NH4	g/jour/hab	4 – 5.1			
	mg/l	10 - 12			
DCO/DBO5		1.6 – 2.4			
Cadmium	mg/jour/hab	0.01 – 0.21		0.18 – 4.7	
	µg/l	0.03 – 0.52		0.4 – 10	
Cuivre	mg/jour/hab	23 – 42			
	µg/l	61 – 97			
Plomb	mg/jour/hab	2.3 – 8.6		8.6 – 37.8	
	µg/l	6.5 – 19.8		19 – 80	
Zinc	mg/jour/hab	40 – 84		99.5 – 253	
	µg/l	103 – 223		250 – 570	
Hydrocarb.	mg/jour/hab	123 – 746		160 – 1090	
	mg/l	0.36 – 1.79		0.4 – 2.25	

[a] :valeur de l'équivalent habitant selon l'arrêté du 30 décembre 1981 ; [Chocat et Eurydice ; 97]
[b] : valeur de l'équivalent habitant fixée par la directive européenne du 21 mai 1991 ; [Chocat et Eurydice ; 97]
[c] : valeur retenue lors de l'étude diagnostic du réseau d'assainissement parisien ; [Sogreah et al ; 93]
[d] : secteur domestique + secteur tertiaire à Paris ; [Valiron ; 84]

Le débit moyen journalier à l'exutoire du bassin versant est de 338 à 549 litres par jour et par habitant. Ce débit élevé concorde avec les valeurs mesurées sur le collecteur des Coteaux dans Paris. Il peut s'expliquer par l'importance des eaux de lavage de voirie (de l'ordre de 60 l/hab/j), les activités professionnelles (restaurations, commerces et bureaux) et par un apport d'eaux claires : réservoirs de chasse, fuites des réseaux (environ 90 l/hab/j selon SOGREAH et al. ; 93]), infiltrations….

Les flux journaliers de MES rapportés au nombre d'habitants sont équivalents à ceux mesurés pour le collecteur des Coteaux. Cette charge est cependant inférieure à la valeur usuelle de « l'équivalent habitant » (voir Tableau 78), c'est à dire à la masse polluante rejetée quotidiennement par un habitant moyen sans tenir compte des rejets industriels ni des migrations des habitants au cours de la journée. Il est probable qu'une sédimentation ait lieu par temps sec dans le réseau du Marais, du fait de la faible pente des collecteurs et de leur surdimensionnement. Les masses journalières de DCO et de DBO5 rapportées au nombre d'habitants sont supérieures à celles mesurées sur le collecteur des Coteaux et supérieures aux valeurs usuelles de l'équivalent habitant. Ceci est à relier sans doute à l'importance de certaines activités professionnelles sur le bassin versant, telles que restauration, bars, commerces alimentaires (boucheries, boulangeries..), snacks…

Les flux métalliques rapportés au nombre d'habitants dans les eaux de temps sec du bassin versant sont plus faibles que ceux mesurés sur le collecteur des Coteaux, ce qui est sans doute à relier à l'absence d'activités industrielles. Les flux d'hydrocarbures sont quant à eux comparables.

3.1.2. Variabilité en fonction du jour de la semaine et de la saison

3.1.2.1. Variabilité des volumes d'eaux usées

Les débits moyens journaliers varient peu en fonction du jour de la semaine. Seul le dimanche se démarque par des débits légèrement inférieurs à ceux des autres jours, l'écart étant cependant inférieur à 7% (Figure 43). En revanche, les volumes journaliers diffèrent fortement d'une campagne de mesure à l'autre. Le suivi des débits moyens journaliers entre mai 1996 et novembre 1997 (voir Figure 42) fait apparaître d'importantes fluctuations au cours de l'année. Ces fluctuations sont liées à la fois à des variations du débit de base nocturne et à des variations de production d'eau usée. Le débit minimal nocturne fluctue entre 0.015 et 0.044 m3/s, avec des valeurs maximales en juillet-août 1996, décembre 1996 et août 1997. Ces débits nocturnes sont constitués majoritairement d'eaux claires provenant des réservoirs de chasse, des fuites des réseaux d'alimentation en eau, des infiltrations et d'éventuels rejets de pompages en nappe. Ils représentent 27 à 73% du débit moyen journalier et conduisent à une dilution plus ou moins forte des concentrations mesurées à l'exutoire. Si le pic d'eaux claires en décembre 1996 pourrait être dû à des apports d'eaux de nappe, cette explication paraît peu probable pour les mois de juillet et août 1996 et 97. Ces apports excessifs d'eaux claires durant l'été pourraient être dus à de grosses fuites des réseaux d'eau ou à un arrosage intempestif des espaces verts.

L'évolution de la production d'eaux usées au cours de l'année peut être analysée en soustrayant au débit moyen journalier le débit minimal nocturne (Figure 42). On observe alors une diminution des volumes d'eaux usées durant la période estivale, avec une production minimale au mois d'août. Par ailleurs, la diminution des volumes journaliers de mi-décembre 1996 à mi-janvier 1997 est à relier à l'absence de lavage de la voirie du fait du gel et aux congés de fin d'année.

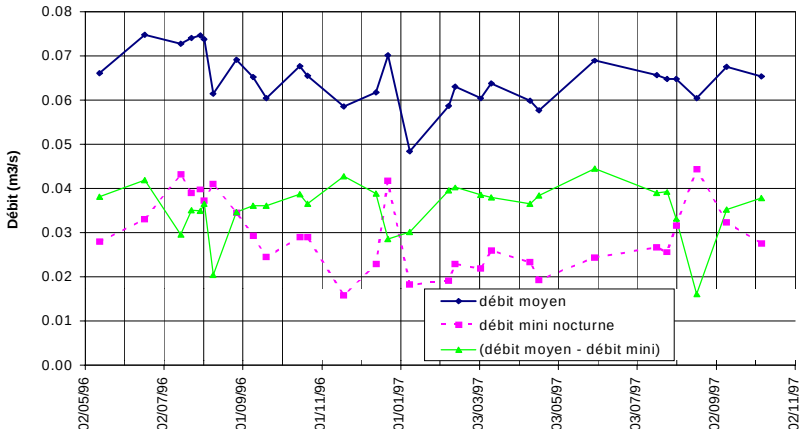


Figure 42: évolution des débits moyens journaliers entre mai 1996 et novembre 1997

Le Tableau 79 synthétise, pour chacune des quatre campagnes d'analyse des eaux de temps sec, le volume moyen journalier attribuable aux différents types d'eaux de temps sec.

Le volume « d'eaux claires », estimé à partir du débit minimal nocturne, est de l'ordre de 140 l/hab/j en janvier et mars 97, et nettement plus élevé pour les campagnes de juillet 97 (202 l/hab/j) et juillet 96 (292 l/hab/j)

La campagne de janvier 97 se démarque par l'absence de nettoyage de la voirie. Si l'on suppose que la production d'eaux usées est identique en janvier et en mars, on peut estimer le volume des eaux de nettoyage de voirie à environ 61 l/hab/j.

Le volume attribuable aux eaux usées domestiques et professionnelles est de 209 l/hab/j, hors période de congé, ce qui correspond à la valeur citée par [Valiron ; 84] pour la consommation d'eau potable dans l'agglomération parisienne en 1979, mais est nettement inférieur au chiffre de 320 l/hab/j qui nous a été communiqué par la Compagnie des Eaux de Paris pour la consommation totale d'eau potable (domestique et professionnelle) à l'heure actuelle à Paris. Durant la période estivale, la production d'eaux usées du bassin versant diminue d'environ 25%.

Tableau 79 volume des différents types d'eaux de temps sec, en moyenne sur chacune des quatre campagnes de mesure

l/hab/j	Juillet 96	Janvier 97	Mars 97	Juillet 97
Lavage voirie	61	0	61	61
Eaux claires	293	147	140	202
Eaux usées	162	209	209	155
Total	516	356	410	418

3.1.2.2. Variabilité des flux polluants journaliers

- Variabilité en fonction du jour de la semaine

Les flux journaliers de MES, MVS, DCO, DBO5 diffèrent assez peu en fonction du jour de la semaine et en fonction de la campagne de mesure considérée. On note cependant, pour les campagnes de mars 97, juillet 97 et juillet 96 une diminution de 14 à 25% des flux durant le week-end par rapport aux jours de semaine. Ce phénomène est surtout sensible pour le mois de juillet et s'explique par des départs massifs en week-end durant la période estivale. En janvier 97 on note au contraire une légère augmentation des flux durant le week-end.

Tableau 80: écart entre les charges polluantes mesurées le week-end et celles mesurées en moyenne durant les jours de semaine

Ecart entre jours de semaine et week-end	jan-97		mar-97		jul-97		jul-96	
	g / hab / j	%	g / hab / j	%	g / hab / j		g / hab / j	%
MES	+6	+9%	-7	-10%	-16	-24%	-11	-15%
MVS	+5	+10%	-6	-9%	-12	-23%	-9	-16%
DCO	+7	+5%	-15	-8%	-30	-21%	-33	-20%
DBO5	+4	+6%	-4	-4%	-9	-14%	-22	-25%

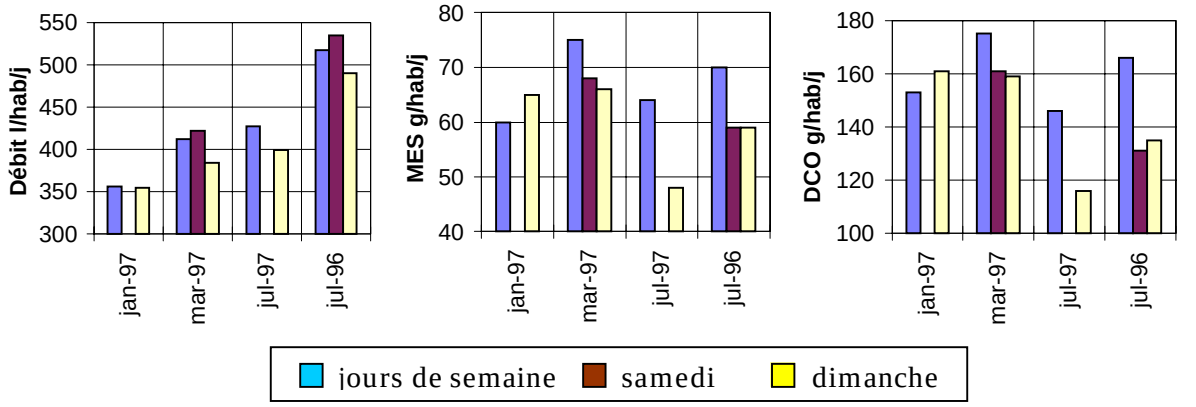


Figure 43: comparaison des débits et des charges polluantesles jours de semaine, le samedi et le dimanche

Comme on peut le constater sur la Figure 44 les flux journaliers de cadmium et de plomb par temps sec varient fortement d'une journée à une autre. Pour ces deux métaux, la variation d'un jour à un autre en semaine est supérieure à la différence entre jours de semaine et dimanche. Cette grande variabilité s'explique sans doute en partie par les incertitudes de mesure qui, compte tenu des incertitudes de prélèvement et d'analyse, s'élèvent pour la gamme de concentrations rencontrée à ± 40% pour le cadmium et ± 30% pour le plomb.

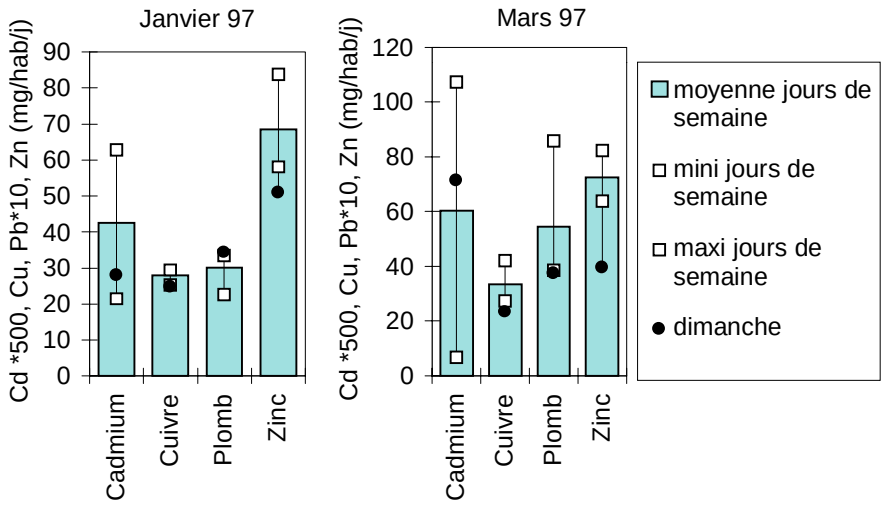


Figure 44 : variabilité des flux métalliques journaliers d'une journée à une autre

Dans le cas du cuivre et du zinc, les flux mesurés le dimanche au cours des deux campagnes de janvier et de mars 97 sont inférieurs aux flux mesurés en semaine, quel que soit le jour de la semaine considéré. Le samedi n'a été étudié que pour la campagne de mars et ne paraît pas se différencier des autres jours de semaine.

Les flux d'hydrocarbures par temps sec sont extrêmement variables d'un jour à un autre. Nos résultats montrent des fluctuations d'un facteur 3 à 5 , il n'est donc pas possible de faire de distinction entre jour de semaine et week-end. Cette variabilité ne s'explique qu'en partie par l'erreur de mesure et est peut être imputable à des déversements ponctuels (vidange des huiles de voitures, des bains de fritures ?).

- Variabilité en fonction de la saison

Les flux journaliers les plus élevés ont été mesurés en mars 1997 (voir Figure 43 et Tableau 81). Cette campagne de mesure peut être considérée comme la référence correspondant à une activité normale sur le bassin versant. Les départs en congés d'été se traduisent par des flux polluants plus faibles pour les campagnes de juillet 96 et 97. La diminution est de l'ordre de 20 à 25% pour juillet 97. En juillet 96 le phénomène est moins marqué avec une baisse de l'ordre de 10%. Notons de plus que la baisse des flux de DCO en juillet 96 provient uniquement d'une baisse des flux de matière dissoute, les flux de matière organique particulaire restant quant à eux du même ordre de grandeur qu'en mars. Rappelons qu'en juillet 96 les débits étaient nettement plus élevés que durant les trois autres campagnes de mesure du fait des forts débits d'eaux claires. Ces forts débits ont peut être induit un taux de sédimentation plus faible que durant les autres périodes de mesure, d'où l'absence de diminution des flux particulaires.

Tableau 81: diminution des charges polluantes journalières moyennes en janvier 97, juillet 97 et juillet 96 par rapport à mars 97

	jan-97	jul-97	jul-96
MES	- 16%	-19%	-9%
MVS	-15%	-23%	-10%
DCO	-9%	-20%	-9%
DBO5	-14%	-24%	-1%
Cd	-34 %	-	-
Cu	- 16%	-	-
Pb	- 40%	-	-
Zn	- 2 %	-	-
Hc	- 32 %	-	-

Les flux journaliers en matière en suspension et en matière oxydable mesurés durant la campagne de janvier 97 sont inférieurs de 9 à 16% à ceux de mars. L'écart est supérieur à 30% pour le cadmium, le plomb et les hydrocarbures (Tableau 81).

La campagne de janvier 97 est particulière du fait de l'absence de nettoyage de la voirie. La comparaison entre le déficit observé et les résultats issus de la campagne d'étude des eaux de lavage (Tableau 82) montre que la diminution du volume d'effluent peut s'expliquer par l'absence des eaux de voirie, de même que la diminution des flux de plomb et de zinc. Pour le cadmium et les hydrocarbures, la comparaison entre mars et janvier est assez délicate car les flux de ces polluants varient considérablement d'un jour à un autre et les valeurs moyennes par campagne de mesure ne sont de ce fait pas très fiables. En revanche, la comparaison faite en Tableau 82 démontre que la diminution des flux polluants journaliers de matières en suspension, de matière organique et de cuivre ne peut s'expliquer par la seule absence des masses polluantes issues des eaux de lavage. La masse polluante produite par le nettoyage de la voirie représente au maximum la moitié du déficit en MES, DCO et cuivre, et le quart du déficit en MVS et en DBO5. Les masses issues des activités domestiques et professionnelles ne sont pas susceptibles de différer grandement entre janvier et mars. Le « surdéficit » observé est donc à affecter à une plus forte sédimentation (ou une plus faible érosion) liée à la diminution des débits et en particulier la diminution des débits de pointe matinaux.

Tableau 82: comparaison entre le déficit observé et l'estimation des flux issus du nettoyage de voirie

Paramètre	Déficit en janvier par rapport à mars	Estimation de l'apport du au nettoyage de voirie		
		1er décile	médiane	9eme décile
Volume (l/j/hab)	61	16	23	59
MES (g/j/hab)	11.7	1.4	2.8	5.2
MVS (g/j/hab)	9.4	0.6	1.6	2.5
DCO (g/j/hab)	15.7	2.0	4.3	8.5
DBO5 (g/j/hab)	11.5	0.6	1.1	2.4
Cd (mg/j/hab)	0.04	0.002	0.004	0.019
Cu (mg/j/hab)	5.0	0.5	1.0	2.2
Pb (mg/j/hab)	2.1	1.1	1.8	12.8
Zn (mg/j/hab)	1.1	3.3	7.8	15.1
Hc (mg/j/hab)	147.2	11.3	22.1	42.3

- Variabilité en fonction de la durée de temps sec précédente

Nous avons cherché à vérifier, à partir des campagnes de temps sec effectuées sur le bassin versant du Marais, s'il existait après un événement pluvieux une augmentation des flux de temps sec avec la durée de temps sec, telle qu'elle a été évoquée par [Bertrand-Krajewski ; 92].

Comme on peut le constater d'après la Figure 45, il est assez difficile de tirer des conclusions, les tendances au cours des différentes campagnes étant contradictoires. Ainsi le flux de temps sec tend à diminuer avec la durée de temps sec en juillet 96 et juillet 97, alors qu'il augmente en janvier et mars 97. La campagne de mars est la seule à couvrir une gamme de durées de temps sec allant de 1.6 jours à 25 jours. Cependant son interprétation est délicate car, si le flux mesuré après 1.6 jours de temps sec est effectivement plus faible que les journées suivantes, ceci pourrait être imputable au fait qu'il s'agit d'un samedi.

Des expérimentations complémentaires seraient nécessaires afin d'établir si, oui ou non, les phénomènes de sédimentation sont accrus juste après l'événement pluvieux, conduisant à des flux de temps sec plus faibles. Il faudrait pour cela suivre l'évolution des flux de temps sec avant et immédiatement après l'événement, en dehors des périodes de week-end, et pour un nombre important d'événements pluvieux.

Ce type d'expérimentations est difficile à mettre en place de par la difficulté à prévoir les événements pluvieux.

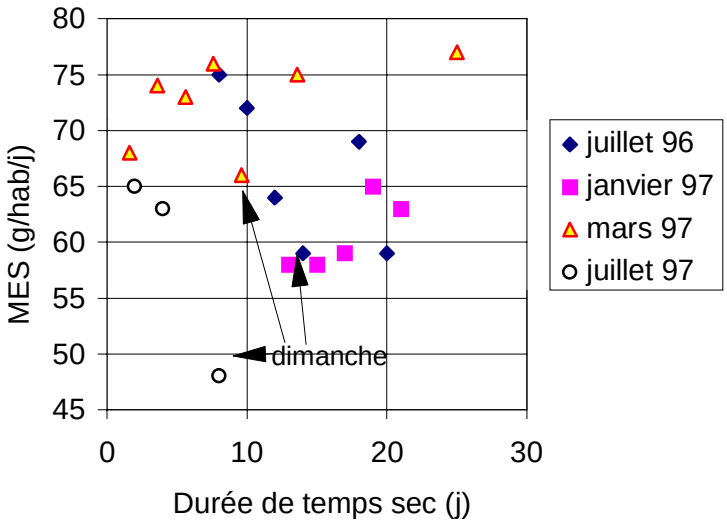


Figure 45: flux journalier de MES, par temps sec, en fonction de la durée de temps sec précédente

3.1.3. Conclusions sur les ordres de grandeurs des débits, concentrations et flux de temps sec

Globalement, les débits, les flux et les concentrations des eaux de temps sec du Marais sont comparables à ce qui a pu être mesuré dans d'autres réseaux unitaires, bien que les flux de matière oxydable soient dans la tranche supérieure des valeurs usuelles et que les flux de métaux soient légèrement inférieurs aux valeurs usuelles. Le bassin versant du Marais ne constitue donc pas un cas particulier du point de vue de ses effluents de temps sec et peut être considéré comme représentatif d'un réseau unitaire « normal » drainant des eaux usées domestiques et professionnelles, sans apport industriel.

Les flux journaliers de matière en suspension et de matière organique des eaux de temps sec sont relativement stables, avec des variations de 25% au maximum d'une journée à une autre au cours d'une même campagne de mesure ou en moyenne d'une campagne de mesure à une autre. Les variations nettement plus importantes d'un jour à un autre pour les métaux et les hydrocarbures s'expliquent en partie par les incertitudes de mesure beaucoup plus élevées pour ces paramètres.

Le nettoyage de la voirie semble à l'origine d'une fraction importante (30 à 40%) des masses de cadmium, plomb et hydrocarbures véhiculés par les eaux de temps sec.

Pour les matières en suspension et les matières organiques, on note que la variabilité de la production de polluants ne suffit pas à elle seule à expliquer les différences observées d'une campagne de mesure à une autre et c'est vers des phénomènes de sédimentation et d'érosion plus ou moins importants en fonction du débit que s'orientent nos soupçons.

3.2. Répartition de la pollution des eaux usées entre phase dissoute et phase particulaire et caractéristiques des particules en suspension, en moyenne journalière

3.2.1. Répartition de la pollution des eaux usées entre phase dissoute et phase particulaire

Les données concernant la proportion de pollution des eaux usées liée aux particules, en moyenne sur une journée, sont synthétisées en Tableau 83.

La répartition des matières oxydable entre fraction dissoute et fraction particulaire est relativement stable d'une journée à une autre. En moyenne sur la journée, 60 à 80% des matières oxydables transportées par les eaux usées sont sous forme particulaire.

La majeure partie des hydrocarbures, du cadmium et du cuivre des eaux de temps sec sont associés aux particules en suspension, quelle que soit la journée considérée.

Dans le cas du plomb et du zinc, cette répartition entre phase dissoute et phase particulaire est plus fluctuante et des différences ont été notées entre les campagnes de janvier et de mars 97. Alors qu'en moyenne sur la campagne de mars 80% du plomb et du zinc sont liés aux particules, en janvier la proportion moyenne de plomb particulaire était de 48% et celle de zinc particulaire de 67%. Dans le cas du plomb, cette différence peut s'expliquer par l'absence en janvier de l'apport de plomb particulaire par le nettoyage des chaussées (en mars 40% de la masse de plomb est susceptible de provenir du nettoyage de la voirie). Cette explication semble cependant insuffisante dans le cas du zinc.

Tableau 83: proportion de pollution liée aux particules dans les eaux de temps sec

DCO	66% à 78%	Cd	100 %[12]
DBO5	59% à 78%	Cu	89 à 95 %
		Pb	29 à 97 %
Hydrocarbures	72 à 95 %	Zn	52 à 98 %

[12] La concentration en cadmium dissous est inférieure au seuil de détection de la méthode de mesure

3.2.2. Caractéristiques moyennes journalières des particules en suspension dans les eaux usées

3.2.2.1. Teneurs moyenne journalière en matière organique

Les solides transportés en suspension dans les eaux de temps sec sont constitués majoritairement de matière organique (Tableau 84). La teneur moyenne journalière de MVS varie peu d'une journée à une autre et d'une campagne mesure à une autre, avec une valeur de 79 à 88%. Ces teneurs sont comparables aux valeurs de 70 à 80% citées par [Chebbo ; 92] et [Verbanck ; 94] pour les eaux de temps sec des réseaux unitaires de Marseille et de Bruxelles. La teneur moyenne journalière en DCO est également assez stable. Les valeurs mesurées sont de 1.5 à 1.8 gO2/g. Si l'on tient compte d'une surestimation systématique de 14% des concentrations en MES, la valeur corrigée est de 1.75 à 2.1 gO2/g. Les teneurs en DBO5 sont quant à elles plus variables d'une journée à une autre : de 0.66 à 1.15 gO2/g pour les valeurs corrigées.

Tableau 84: teneurs en matière organique des particules en suspension dans les eaux de temps sec (valeur mesurée et valeur corrigée en tenant compte d'une surestimation de 14% des concentrations de MES)

Teneur en matière oxydable	Valeur mesurée	Valeur corrigée
MVS / MES (g/g)	0.79 à 0.88	
DCOparticulaire / MES (gO2/g)	1.54 à 1.84	*1.75 à 2.1*
DBO5 particulaire / MES (gO2/g)	0.58 à 1.01	*0.66 à 1.15*

3.2.2.2. Teneurs moyennes journalières en micropolluants

Les teneurs en micropolluants des particules transférées par temps sec à l'exutoire du Marais sont synthétisées en Tableau 85.

Les valeurs mesurées sont assez stable d'une journée à une autre (variations d'un facteur 2 à 3) pour le cadmium, le cuivre et le zinc. Elles sont plus fluctuantes pour les hydrocarbures et surtout pour le plomb. Le plomb est le seul micro polluant pour lequel nous ayons observé une différence nette, du point de vue des teneurs, en janvier et en mars. Le teneurs en plomb plus faibles en janvier (10 à 30 mg/kg) qu'en mars (30 à 110 mg/kg) sont à relier à l'absence en janvier de l'apport de particules riches en plomb provenant du nettoyage de voirie.

Les teneurs en cadmium des particules des eaux de temps sec sont comparables à celles des particules des eaux de nettoyage et à celles citées par [Lester ; 87] pour les matières fécales.

Les teneurs en cuivre des particules des eaux de temps sec sont supérieures à celles mesurées pour les particules des eaux de lavage, et nettement supérieures à la teneur citée par [Lester ; 87] pour les matières fécales. Le cuivre des eaux de temps sec pourrait provenir de la corrosion des tuyauteries d'eau potable et se fixer sur les particules au cours du transfert en réseau. Pour le plomb et le zinc, les teneurs des particules des eaux de temps sec sont supérieures à celles des matières fécales mais inférieures à celles des eaux de voirie.

Pour les hydrocarbures, les teneurs mesurées dans les eaux de temps sec sont du même ordre de grandeur que celles du lavage de voirie. Les teneurs mesurées sur le bassin du Marais sont très inférieures aux valeurs de 18000 à 70000 mg/kg citées par [Hoffman ; 87] en entrée de station d'épuration, ce qui est sans doute à relier à l'absence d'activité industrielle sur notre bassin.

Tableau 85: teneurs en métaux et en hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais

Teneur en matière oxydable	Eaux usées	Lavage voirie (80% des valeurs)	Matières fécales [Lester ; 87]
Cd particulaire / MES (mg/kg)	1.0 à 2.8	0.7 à 3.6	2
Cu particulaire / MES (mg/kg)	330 à 530	100 à 330	68
Pb particulaire / MES (mg/kg)	11 à 110	340 à 3760	11
Zn particulaire / MES (mg/kg)	480 à 1060	940 à 4750	250
Hc particulaire / MES (mg/kg)	2000 à 9600	2100 à 14600	-

3.2.2.3. Vitesses de chute

Les particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais ont des vitesses de chute faibles. En médiane sur l'ensemble de la campagne de mesure, 50% de la masse des particules décante avec une vitesse inférieure à 0.006 cm/s (V50) et 80% avec une vitesse inférieure à 0.075 cm/s (V80). De plus, une fraction importante des particules décante très difficilement : 35 à 60% de la masse des particules ont vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s. De ce fait, les indices Vx avec x<50% n'ont généralement pas pu être déterminés.

Les vitesses de chute médianes (V50) mesurées sur le bassin versant du Marais sont globalement inférieures à celles citées dans la littérature (voir chapitre 2.1, synthèse bibliographique). Elles sont nettement inférieures à celles mesurées sur le collecteur 13 à Marseille [Chebbo ; 92], et à celles mesurées en Allemagne [Brombach et al. ; 93]. Ces différences peuvent être en partie imputables aux différences des protocoles de mesure des vitesses de chute. Il est également possible, dans le cas du bassin versant du Marais, que les faibles pentes des collecteurs et leur surdimensionnement conduisent à une sédimentation

des particules, seules les particules de faible vitesse de chute étant transportées jusqu'à l'exutoire. Les mesures effectuées par [Laffite ; 98] dans les collecteurs du Marais ont en effet montré que les taux de cisaillement par temps sec étaient faibles, les valeurs variant entre 0.03 et 0.3 N / m2 dans les collecteurs Vieille du Temple et Rivoli et dans les deux tiers amont du collecteur St Gilles. Les mesures effectuées par [Ristenpart et al. ; 93] dans le réseau unitaire de Hildesheim ont montré qu'une sédimentation avait lieu par temps sec lorsque la contrainte de cisaillement était inférieur à une valeur seuil évaluée à 0.48 N / m2 et 0.15 N / m2 suivant la période de mesure.

Les vitesses de chute des MVS sont très peu différentes de celles des MES. De plus, comme on peut le constater sur la Figure 47, la teneur en matières volatiles des particules ne semble pas varier en fonction de la vitesse de chute de ces particules. Les particules en suspension dans les eaux usées de temps sec seraient donc de nature relativement homogène.

Tableau 86: vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais

		V 80 (cm / s)	V 50 (cm / s)	% de masse < 0.002 cm / s
MES	1er décile	0.054	0.001	55 %
	médiane	0.075	0.006	46 %
	9ème décile	0.117	0.012	39 %
MVS	1er décile	0.054	0.001	54 %
	médiane	0.076	0.006	47 %
	9ème décile	0.113	0.011	39 %

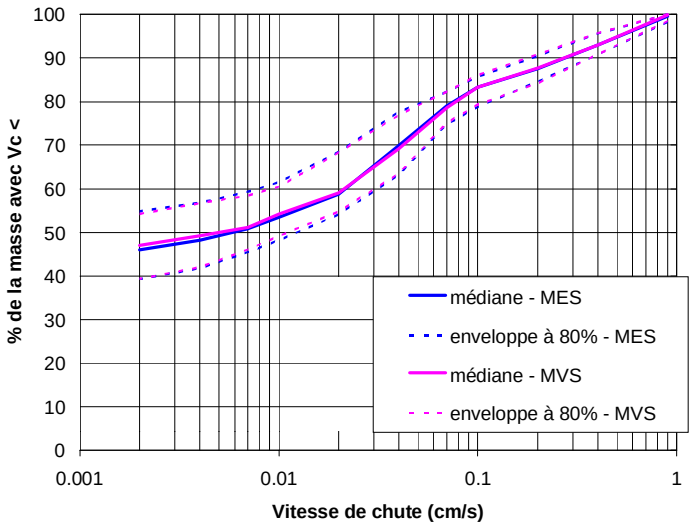


Figure 46 : vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais

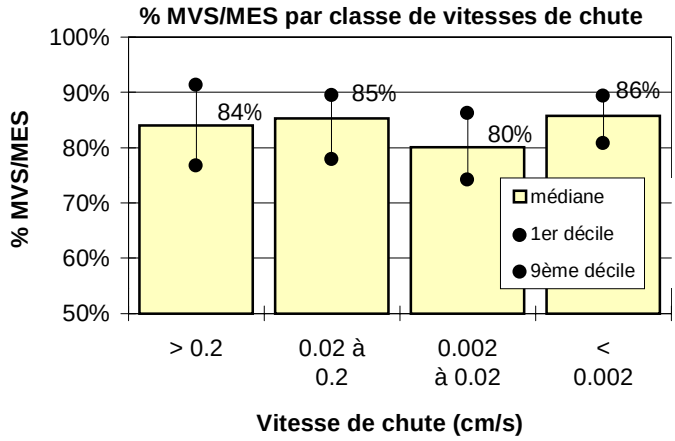


Figure 47: teneur en MVS en fonction de la vitesse de chute des particules

La variabilité importante des vitesses de chute d'un jour à un autre semble relativement aléatoire. Elle s'explique sans doute en grande partie par l'importance des incertitudes d'analyse. Nos résultats ne permettent pas de faire de distinction du point de vue des vitesses de chute en fonction du jour de la semaine, ni entre semaine et week-end, ni entre les campagnes de juillet 96 et juillet 97.

3.2.3. Conclusions sur la répartition dissous / particulaire et les caractéristiques des particules en suspension dans les eaux usées

La répartition de la pollution des eaux usées entre la phase particulaire et la phase dissoute est relativement stable d'un jour à un autre, sauf pour le plomb et le zinc. La fraction particulaire est majoritaire (60 à 80%) pour la DCO et la DBO5, elle domine largement dans le cas des hydrocarbures et des métaux (> 70% en général, sauf pour le plomb et le zinc en janvier). Le plomb et le zinc présentent un comportement particulier pour la campagne de janvier, ce qui est à relier à l'absence d'apport par le nettoyage de la voirie.

Les particules en suspension dans les eaux de temps sec présentent des caractéristiques stables d'un jour à un autre du point de vue de leurs teneurs en matière organique et en métaux. Seules les teneurs en plomb et en hydrocarbures sont fortement variables.

Ces particules sont majoritairement composées de matière organique (%MVS/MES = 79 à 88%). Elles sont relativement riches en cuivre (de l'ordre de 330 à 530 mg/kg).

Les vitesses de sédimentation sont faibles (V50 = 0.006 cm/s, en médiane) et inférieures aux valeurs citées dans la littérature. Cette différence par rapport à la littérature peut être due aux caractéristiques du réseau ou aux différences de protocoles de mesure. On n'observe pas de différence dans les teneurs en matière volatile en fonction de la vitesse de sédimentation des particules.

4. EVOLUTION JOURNALIERE DES EAUX DE TEMPS SEC

4.1. Cycle journalier des débits, concentrations et flux pour les paramètres globaux

4.1.1. Allure globale du cycle journalier

On observe clairement un cycle journalier des débits et des concentrations: les valeurs maximales sont mesurées entre 8 et 11 heures, les valeurs minimales sont atteintes entre 3 et 6 h du matin. Les flux augmentent très rapidement en début de matinée (de 7h à 9h) et diminuent progressivement à partir de la mi-journée. On note une légère augmentation des flux autour de 15h et autour de 20h. Ce cycle journalier est sensiblement identique pour les différents paramètres de pollution étudiés (voir Figure 48 et Figure 49).

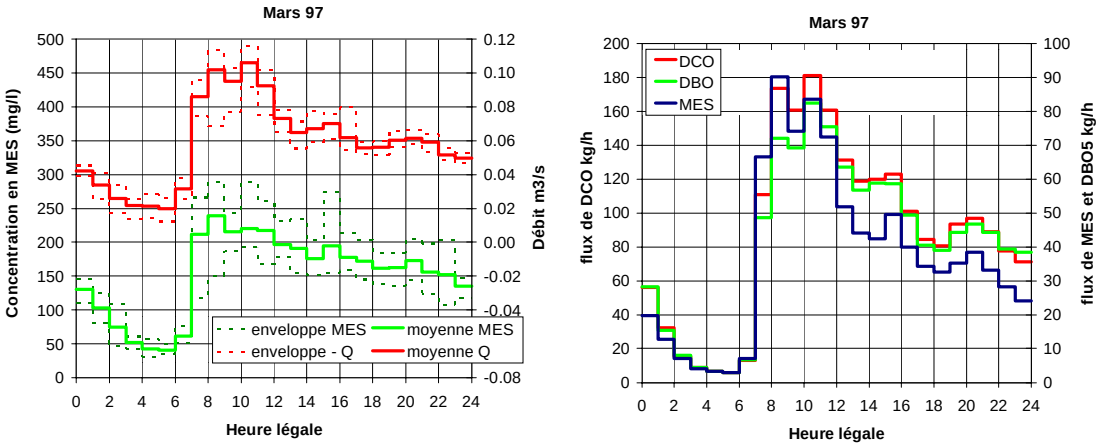


Figure 48: cycle journalier des débits, concentrations et flux en MES, DCO, DBO5, pour la campagne de mars 97

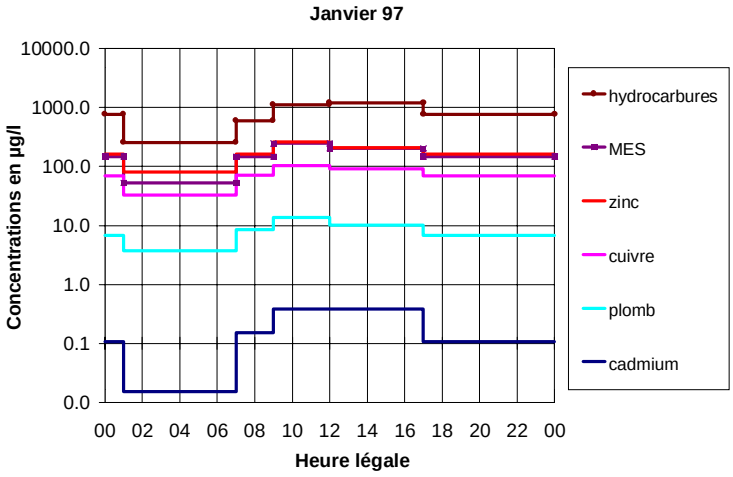


Figure 49: cycle journalier des concentrations en MES, hydrocarbures et métaux, pour la campagne de janvier 97

4.1.2. Evolution du cycle en fonction du jour de la semaine

Le cycle journalier est stable au cours d'une même campagne de mesure, avec de faibles différences entre la semaine et le week-end (Figure 50). Le week-end se démarque des jours de semaine par une pointe de flux plus tardive et plus faible. Ce phénomène illustré Figure 50 pour le mois de mars 97, a été observé lors des quatre campagnes de temps sec.

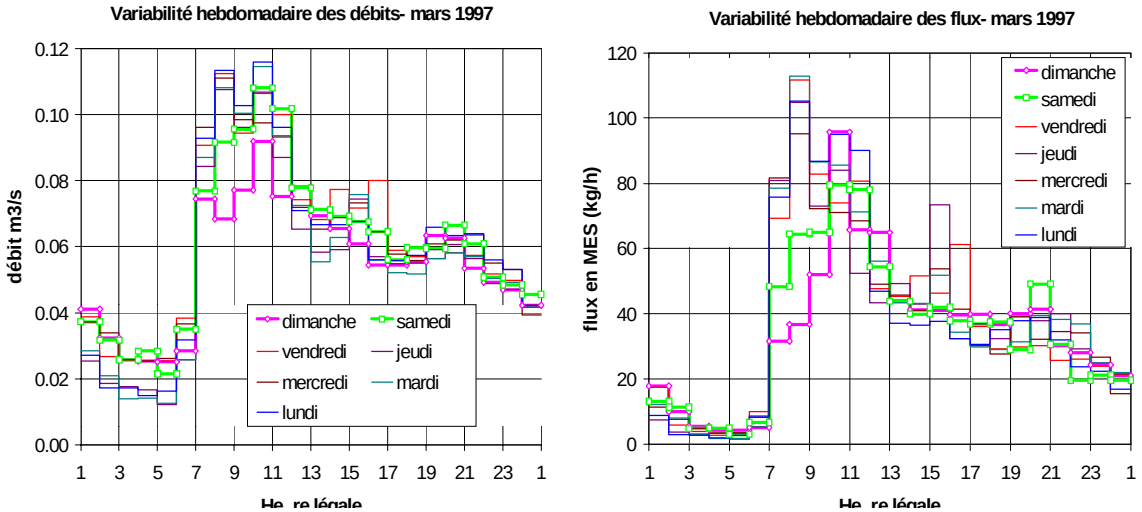


Figure 50: évolution du cycle journalier en fonction du jour de la semaine, campagne de mars 97

4.1.3. Evolution du cycle en fonction de la campagne de mesure

La comparaison des quatre campagnes de mesure fait apparaître des variations significatives des débits et des concentrations de MES, MVS, DCO et DBO5 (Figure 51 et annexe 2.3.), les flux (Figure 52 et annexe 2.3.) étant plus stables dans l'ensemble.

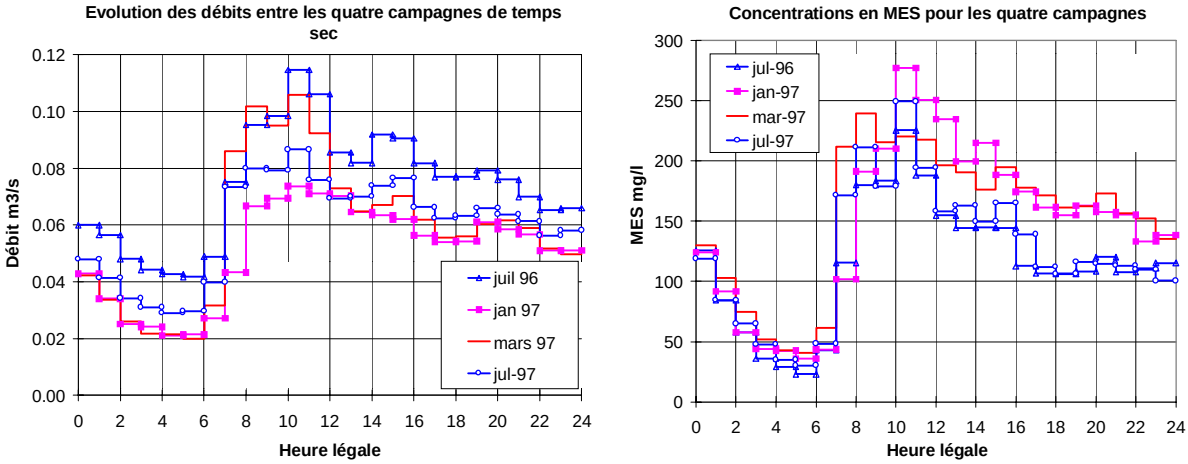


Figure 51: débits et concentrations en MES moyens pour les quatre campagnes de mesure

Pour les flux, les différences entre campagnes de mesure apparaissent essentiellement au moment du pic de flux matinal, de 7h à 11h. Au mois de mars, les flux augmentent très rapidement entre 7h et 9h, le flux maximal est atteint entre 8h et 9h. En janvier et juillet, l'augmentation des flux est plus progressive entre 7h et 11h et le maximum se produit plus tard dans la matinée (entre 10 et 11h), traduisant un démarrage plus tardif de l'activité humaine. De plus le flux maximal est inférieur en janvier. Entre midi et 7h, les flux horaires sont sensiblement identiques pour les trois campagnes.

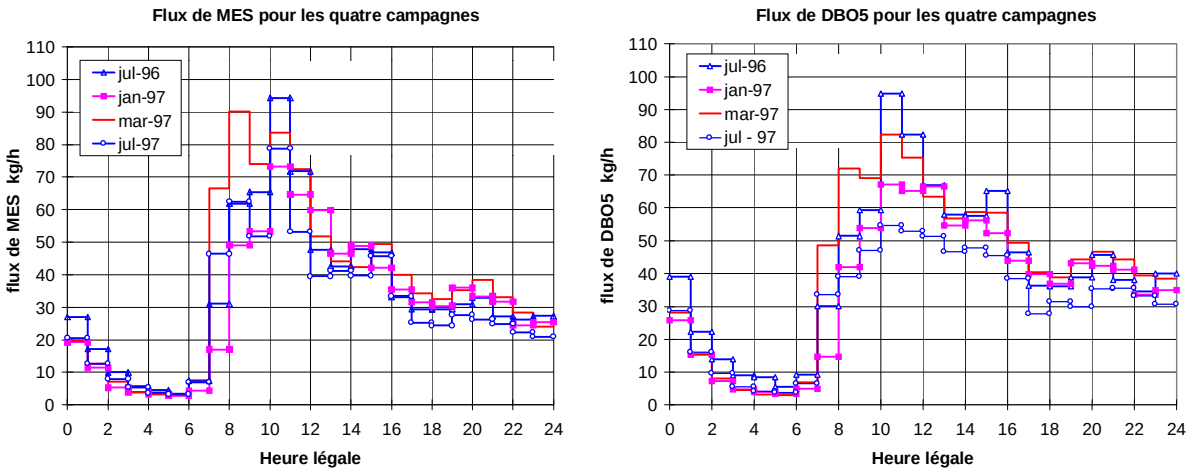


Figure 52: comparaison des flux moyens en MES et en DBO5 pour les quatre campagnes de mesure

La variabilité des cycles journaliers de débits entre les quatre campagnes de mesure est imputable à trois phénomènes différents.

- Les débits d'eaux claires, comme nous l'avons vu précédemment, évoluent au cours de l'année et présentent des valeurs nettement différentes pour janvier - mars 97, juillet 97 et juillet 96. Ceci est clairement visible lorsque l'on compare les débits minimaux nocturnes des 4 campagnes : environ 0.02 m3/s en janvier et mars 97, 0.029 m3/s en juillet 97 et 0.042 m3/s en juillet 96. Ce phénomène explique les débits plus élevés observés en juillet 96, tout au long de la journée.
- L'absence d'eaux de lavage de voirie en janvier 97 se traduit par des débits de pointe matinaux (7h à 12h) inférieur de 20 à 47% à ceux du mois de mars.
- La production d'eaux usées varie en fonction de la saison, avec en particulier des volumes plus faibles durant la période estivale.

Les interférences entre ces trois phénomènes rendent assez difficile l'interprétation des différences entre campagnes de mesure. Aussi avons nous cherché à estimer pour chaque

campagne, le cycle journalier des débits hors « eaux claires », celui des débits d'eaux de lavage et celui des débits d'eaux usées d'origine domestique ou professionnelle.

Débit « hors eaux claires » (Qeu+lav): il est constitué uniquement des eaux usées domestiques et professionnelles et des eaux de voirie. Ce débit a été estimé en faisant les hypothèses suivantes : le débit d'eaux claires est constant tout au long de la journée, il peut être assimilé au débit minimal nocturne. D'où Qeu+lav (i) = Q(i) – min Q(i), i=1 à 24.

Débits des eaux de lavage de voirie (Qlav) : ils ont été évalués par différence entre les débits hors eaux claires des mois de mars et janvier 97, en supposant la production d'eaux usées identique durant ces deux périodes.
D'où Qlav (i) = [Qeu+lav (i)]mars97 – [Qeu+lav (i)]janvier97, i=1 à 24

Débits d'eaux usées domestiques et professionnelles (Qeu) : ils ont été estimés pour chaque campagne en soustrayant au débit hors eaux claires le débit estimé précédemment pour les eaux de lavage. Les débits d'eaux de lavage ont été supposés constants au cours de l'année. D'où Qeu (i) = Qeu+lav (i) – Qlav (i).

Les résultats sont présentés en Figure 53. Rappelons qu'il s'agit uniquement d'estimations grossières, basées sur des hypothèses parfois fortes et destinées à une meilleure compréhension des phénomènes.

Les débits provenant du nettoyage de la voirie se concentrent essentiellement entre 6h et 12h, c'est à dire la période horaire durant laquelle l'ensemble des caniveaux du bassin versant sont lavés et balayés. Le second pic, nettement plus faible, qui apparaît entre 14h et 19h, s'explique par un second nettoyage de certaines rues durant l'après midi, au quel s'ajoute le débit d'un certain nombre de bornes-fontaines oubliées en position ouverte le matin.

Le cycle journalier des débits d'eaux usées d'origine domestique et professionnelle présente également un double pic : le plus important le matin entre 8h et 16h, suivi d'un second en soirée, entre 19 et 22h. La comparaison des débits d'eaux usées, avoir enlevé les eaux de nettoyage, fait apparaître une forte variabilité saisonnière de la production d'eaux usées. Alors qu'en janvier - mars les débits d'eaux usées augmentent rapidement à partir de 7h pour atteindre leur maximum entre 10 et 11h, durant la période estivale cette augmentation est plus lente et plus tardive, le débit maximal étant atteint entre 14 et 15h. Ce démarrage plus tardif de l'activité du bassin versant s'explique sans doute par une diminution de la population y résidant, ce qui conduit à une plus faible consommation domestique en particulier le matin entre 7 et 10h et le soir entre 19 et 22h. Le pic de débit observé entre 11 et

16h est vraisemblablement lié aux activités professionnelles, éventuellement dopées durant la période estivale du fait de l'attrait touristique du quartier.

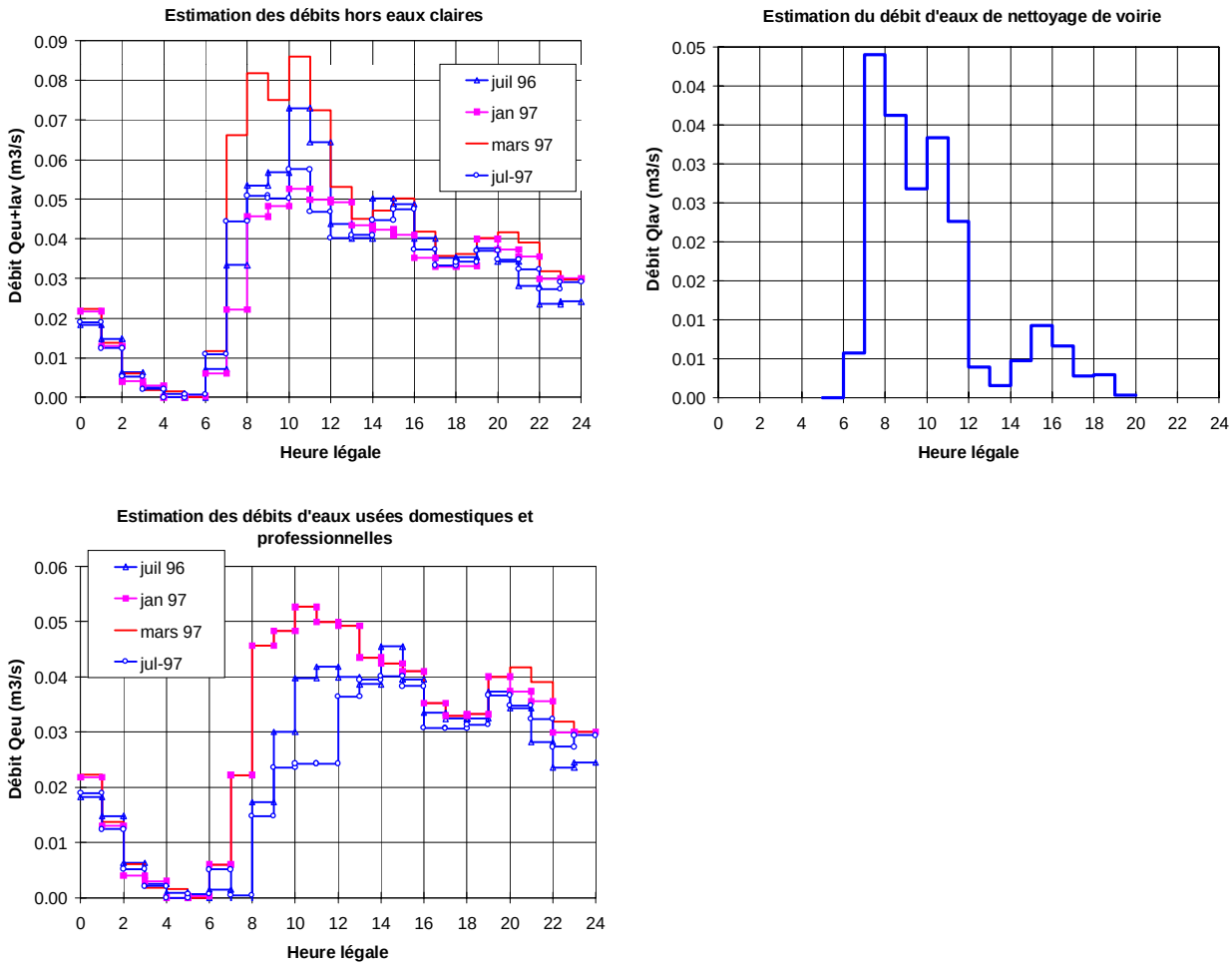


Figure 53: estimation des débits "hors eaux claires (Qeu+lav) , des débits d'eau de lavage de voirie (Qlav) et des débits d'eaux usées domestiques et professionnelles (Qeu)

4.2. Evolution au cours de la journée de la nature de la pollution des eaux de temps sec

Le cycle journalier des débits et des concentrations s'accompagne de légères variations dans la nature de l'effluent et les caractéristiques des particules en suspension. Dans cette partie nous nous intéresserons uniquement aux paramètres MES, MVS, DCO et DBO5. Les paramètres métaux et hydrocarbures ne seront pas considérés, les données concernant l'évolution de ces paramètres au cours de la journée étant trop peu précises du fait du faible nombre d'échantillons par jours (cinq en janvier et trois en mars) et des fortes incertitudes correspondant à la plage de concentration des eaux de temps sec (incertitudes supérieures à ± 40% pour le cadmium, ± 30% pour le plomb et les hydrocarbures, ± 20% pour le cuivre et le zinc).

4.2.1. Biodégradabilité de l'effluent

Le rapport DCO/DBO5, traduisant la biodégradabilité de l'effluent, fluctue généralement entre 1.8 et 2.5 au cours de la journée. C'est au moment du pic de débit matinal, entre 6h et 10h que la biodégradabilité de l'effluent est la plus faible.

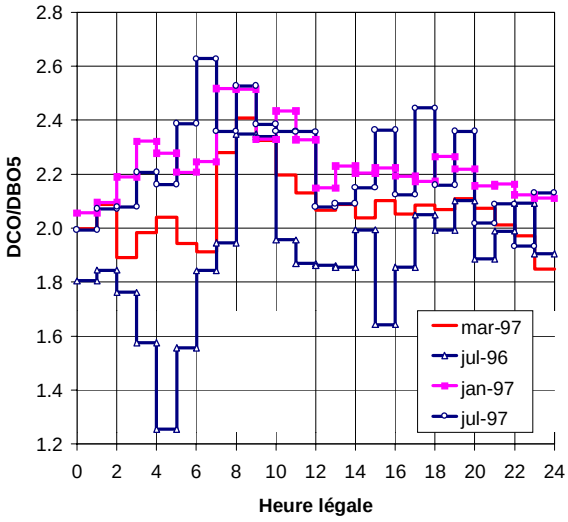


Figure 54: évolution du rapport DCO/DBO5 au cours de la journée, en moyenne pour chaque campagne de mesure

4.2.2. Evolution du pourcentage de matière oxydable liée aux particules

La proportion de matière organique liée aux particules varie de 10 à 20 unités de pourcentage au cours de la journée. On observe nettement un cycle journalier du pourcentage de DCO liée aux particules, en phase avec le cycle des débits. Ce cycle est moins net pour la DBO5 qui parait subir des fluctuations aléatoires. C'est au moment du pic de

débit matinal, entre 7h et 12h que la proportion de DCO particulaire est la plus importante. Cette augmentation est nettement moins marquée en janvier 1997, en l'absence des débits d'eaux de lavage, que pour les trois autres campagnes. L'apport de DCO particulaire contenu dans les eaux de lavage ne peut justifier cette différence qui est sans doute imputable à une érosion des particules organiques du dépôt durant les débits de pointe.

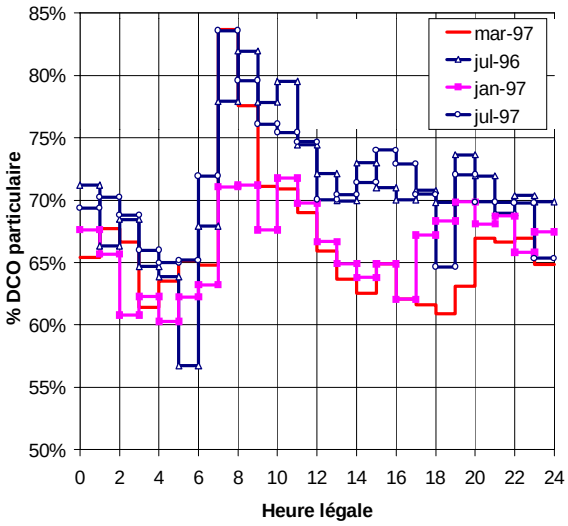


Figure 55: évolution de la proportion de DCO liée aux particules au cours de la journée, en moyenne sur chaque campagne de mesure

4.2.3. Evolution de la teneur en matière oxydable des particules

L'augmentation rapide des débits en début de journée s'accompagne d'une diminution de la teneur en MVS, DCO (Figure 56) et DBO5 (annexe 2.3) des particules, signifiant une production de particules plus minérales durant cette période.

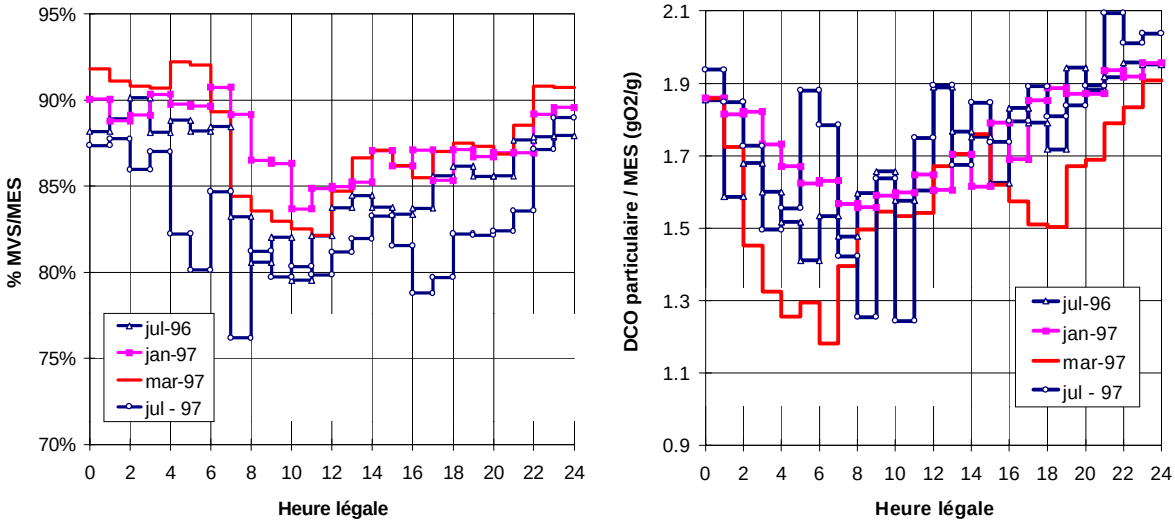


Figure 56 : évolution de la teneur en MVS et en DCO des particules au cours de la journée, en moyenne sur chaque campagne de mesure

4.2.4. Evolution de la vitesse de chute des particules

Les vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de temps sec ont été déterminées sur des échantillons moyens représentatifs de trois périodes différentes de la journée: la nuit de 1h à 8h, la journée de 8h à 16h et la soirée de 16h à 1h. Il n'y a pas de différence nette des vitesses de chute en fonction de la plage horaire considérée, les écarts étant inférieurs aux incertitudes de mesure. Cependant, la distribution des vitesses de chute durant la journée paraît se démarquer de la nuit et de la soirée par une plus grande proportion de particules ayant des vitesses de chute de 0.03 à 0.1 cm/s, ce qui conduit à une vitesse de chute médiane V50 plus élevée pour cette période.

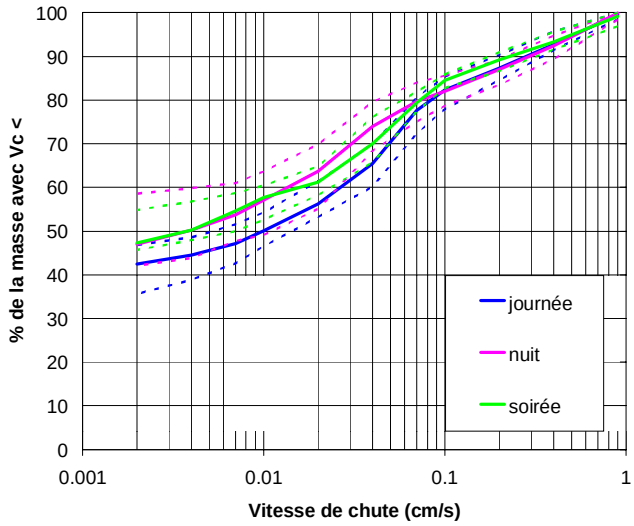


Figure 57: comparaison de la distribution des vitesses de chute pour les eaux de temps sec de la nuit, de la journée et de la soirée (distribution médiane et courbes enveloppes contenant 80% des données)

4.3. Synthèse des observations concernant l'évolution au cours de la journée de la pollution des eaux de temps sec

Nous avons pu mettre en évidence une modification de la nature des effluents de temps sec durant les débits de pointe matinaux. Cette période de la journée est caractérisée par:

- une augmentation des concentrations de l'ensemble des polluants,
- une diminution de la biodégradabilité de l'effluent, mise en évidence par l'augmentation du rapport DCO / DBO5,
- une augmentation de la proportion de pollution organique liée aux particules, ce qui traduit une augmentation plus importante des concentrations en matière organique particulaire qu'en matière organique dissoute,
- une diminution de la teneur en matière organique des particules, signifiant un apport de particules plus minérales.

Cette variation de la qualité des effluents de temps sec et de la nature des particules en suspension dans les effluents de temps sec peut être imputée soit à une variabilité des la qualité des effluents produits (évolution de la nature des eaux usées domestiques et professionnelles + apports dus au nettoyage en matinée), soit à des phénomènes d'échanges avec les dépôts présents dans le réseau (érosion, sédimentation).

5. ANALYSE DES PHENOMENES EN JEU AU COURS DU CYCLE JOURNALIER DES EAUX DE TEMPS SEC

5.1. Méthodologie

Si le cycle journalier des débits s'explique tout naturellement par les fluctuations de la consommation d'eau au cours de la journée, l'évolution journalière des concentrations en phase avec le débit parait plus étonnante. Trois explications nous paraissent envisageables.

- La présence d'un fort débit d'eaux claires conduit à une dilution des effluents d'autant plus importante que le débit d'eaux usées est faible ;
- La variation de la capacité de transport de l'effluent au cours de la journée peut conduire à une sédimentation des particules d'autant plus importante que le débit est faible et éventuellement à une érosion des sédiments durant le pic de débit diurne ;
- Des variations de la qualité des eaux usées au cours de la journée, liées aux différents usages de l'eau (toilette, WC, cuisine, activités professionnelles) sont possibles .

Nous allons, dans ce paragraphe, tester la validité de chacune de ces trois hypothèses en analysant plus finement les données acquises lors des quatre campagnes de temps sec (Tableau 87).

- L'hypothèse d'une variation des concentrations au cours de la journée liée uniquement à une dilution par les eaux claires sera évaluée sur la base des relations concentration – débit et flux – débit pouvant être établies pour chaque campagne de mesure.
- L'analyse de la relation entre les débits d'eaux usées domestiques et industrielles (eaux claires déduites) et les flux de polluant pour les différents paramètres et les différentes campagnes, ainsi que de la relation entre débits d'eaux usées et nature des particules devrait permettre de mettre en évidence les effets éventuels d'une variation de la capacité de transport de l'effluent au cours de la journée.
- Afin de mettre en évidence des variations dans l'origine des flux polluants produits à différentes périodes de la journée, nous nous baserons sur trois traceurs :
    - l'ammonium (NH4): issu essentiellement des eaux vannes, il peut être considéré comme un traceur des eaux usées domestiques ;

- la matière organique dissoute (DCOd ou DBO5d): elle est produite essentiellement par les eaux usées domestiques et professionnelle, auxquelles s'ajoute un apport négligeable provenant des eaux de lavage de voirie. On peut supposer que cette pollution dissoute ne subit pas de modification importante durant son transport jusqu'à l'exutoire. Elle fournit donc un bon traceur de la production d'eaux usées ;
- les matières en suspension (MES): elles sont un bon estimateur de la pollution totale générée en temps sec par le bassin versant.

L'évolution du rapport NH4/DCOd au cours de la journée nous fournira des indications sur la fluctuation de la qualité des eaux usées domestiques et professionnelles en fonction de la période de la journée.

L'évolution du rapport MES/DCOd au cours de la journée devrait permettre de mettre en évidence d'éventuelles phénomènes de sédimentation ou d'érosion, et ainsi venir compléter l'étude des relation débit - flux et débit - nature des particules.

Tableau 87 : méthodologie suivie pour l'anlyse des phénomènes en jeu durant le cycle journalier des eaux de temps sec

Hypothèse	Test
Dilution par les eaux claires	Calcul des relations concentration – débit total et flux – débit total au cours de la journée, pour les différentes campagnes
Variation de la capacité de transport au cours de la journée	Analyse de la relation débit eaux usées- flux eaux usées et débit eaux usées – nature des particules, pour les différentes campagne Analyse des fluctuations journalières du rapport MES/DCOd
Variation de la qualité des eaux usées produites	Analyse des fluctuations journalières du rapport NH4/DCOd

5.2. Le cycle journalier des concentrations : un effet de dilution uniquement ?

Le tracé des concentrations moyennes horaires en fonction du débit moyen horaire montre, pour les quatre campagnes, une augmentation de la concentration en fonction du débit.

Cette croissance suit une fonction logarithmique pour la campagne de mars 97, une fonction puissance 1.5 pour janvier 97 et juillet 97. Elle est quasiment linéaire en juillet 96. Or, si cette variation des concentrations était due uniquement à une dilution par un débit d'eaux claires

(Qo), la relation entre le débit Q et la concentration C serait donnée par $C = C_0(1-\frac{Q_0}{Q})$ et le flux par $\Phi = C_0(Q-Q_0)$, avec C_0 la concentration des eaux usées produites. Le cycle journalier des concentrations ne peut donc s'expliquer par le seul phénomène de dilution.

En revanche, les différences importantes des relation débit – flux et débit – concentration d'une campagne à une autre, avec notamment des flux plus faibles pour un débit donné en juillet 97 et surtout en juillet 96 qu'en janvier ou mars, sont certainement attribuables à la variation du simple au double du débit d'eaux claires entre les différentes campagnes et dans une bien moindre mesure à la variation de la production d'eaux usées (la différence des masses polluantes journalières d'une campagne à une autre est inférieure à 25%).

La bonne qualité des ajustements entre le débit total et la concentration (R^2= 0.91 à 0.97) nous porte à penser que la concentration est fonction essentiellement de la capacité de transport de l'écoulement et non d'une variation de qualité des eaux usées produites au cours de la journée.

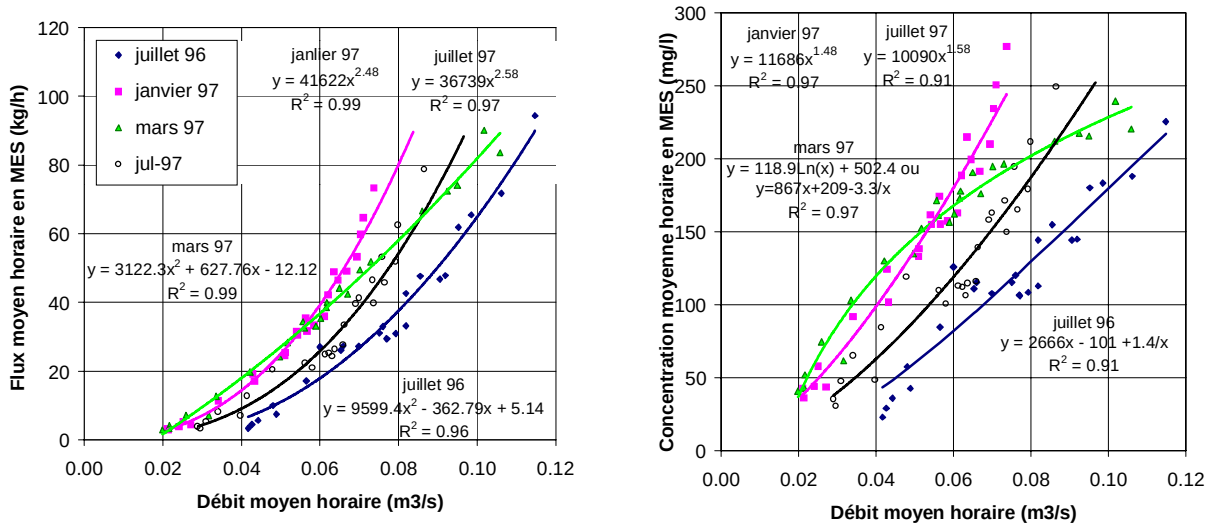


Figure 58: relations entre le débit moyen horaire et les concentrations et flux des eaux de temps sec

5.3. Mise en évidence des effets d'une variation de la capacité de transport au cours de la journée

5.3.1. Analyse des relation débits d'eaux usées – flux d'eaux usées

Afin d'éliminer les effets de dilution des effluents par les eaux claires et par les eaux de lavage de voirie, nous avons représenté successivement :

- les flux moyens horaires mesurés (Φ) en fonction du débit « hors eaux claires » (débit correspondant aux eaux usées domestiques et industrielles + les eaux de lavage de voirie). Cette relation permet une comparaison des flux entre les différentes campagnes.
- les flux moyens horaires provenant des eaux usées domestiques et professionnelles (Φeu) en fonction des débits moyens horaires estimés de ces eaux (Qeu). Cette relation permet de visualiser l'effet des débits d'eaux de lavage matinaux sur la capacité de transport de l'effluent.

Pour la campagne de janvier, où il n'y avait pas de nettoyage de voirie, Φeu correspond à la valeur mesurée à l'exutoire et Qeu au débit hors eaux claires. Pour les trois autres campagnes Φeu a été estimé à partir du flux mesuré à l'exutoire par: Φeu (i) = Φ (i) - Qlav(i)×Clav, où Qlav est le débit estimé des eaux de lavage et Clav le 9ème décile des concentrations mesurées durant la campagne d'analyse des eaux de lavage de voirie. Nous avons volontairement cherché à surestimer les masses polluantes provenant de la chaussée.

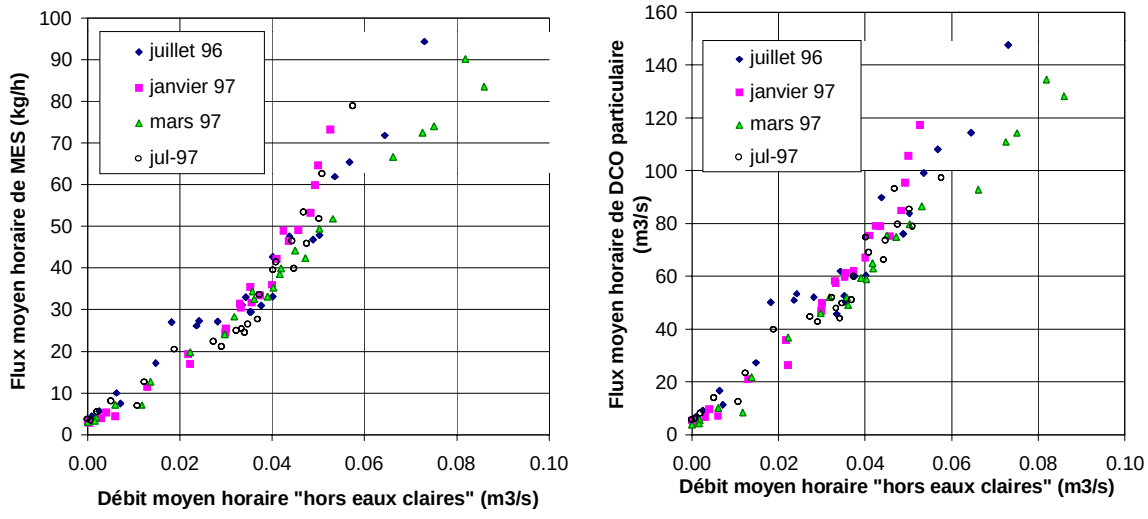


Figure 59: relation entre les flux de MES et de DCO particulaire et le débit "hors eaux claires"

Il se dégage une bonne relation entre le débit « hors eaux claires » et les flux de MES, de DCO particulaire (Figure 59), ou de DBO5 particulaire (annexe 2.4). Pour les débits « hors eaux claires » inférieurs à 0.05 m3/s, les flux mesurés lors des 4 campagnes sont semblables. Contrairement à ce qu'on aurait pu supposer, les débits totaux plus élevés au mois de juillet 96 (débit moyen journalier 25% plus élevé qu'en mars) du fait des eaux claires n'ont pas généré d'augmentation du transport solide. Des différences apparaissent entre les campagnes de mesure pour les débits « hors eaux claires » supérieurs à 0.05 m3/s correspondant aux débits de pointe matinaux.

Si l'on considère la campagne de janvier 97, sans lavage de voirie, on note une croissance quasi linéaire du flux avec le débit jusqu'à 0.03 à 0.04 m3/s, puis une cassure de la pente avec une augmentation des flux beaucoup plus rapide pour Q>0.03 m3/s (Figure 59 ou Figure 60). La même relation est obtenue entre Φeu et Qeu pour les trois autres campagnes (Figure 60), à l'exception des points correspondant aux périodes de nettoyage de la voirie. Les flux nettement plus élevés pour ces points confirment l'hypothèse d'une érosion des dépôts lors des pics matinaux générés par les débits de lavage de voirie.

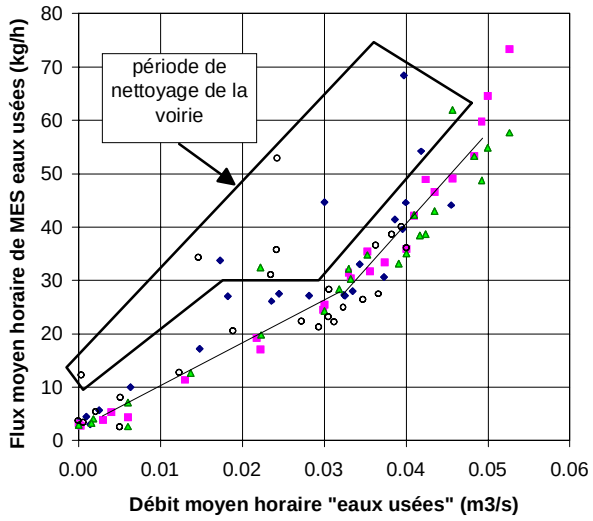


Figure 60: relation entre le flux estimé de MES provenant des eaux usées domestiques et professionnelles et le débit estimé de ces eaux usées

La Figure 61 illustre la relation entre le flux de DCO dissoute ou particulaire et le débit d'eaux usées, en janvier 97. Alors que les flux dissous augmentent linéairement avec le débit d'eau usées, on remarque pour les flux particulaires une croissance linéaire jusqu'à 0.04 m3/s puis une augmentation des flux beaucoup plus rapide. Si l'on suppose que la proportion dissous/particulaire dans les eaux usées produites est stable, ceci démontre une érosion de particules organiques provenant du dépôt. Ce phénomène est également observé

entre les flux estimés pour les eaux usées domestiques et professionnelles et les débits estimés de ces eaux pour les autres campagnes de mesure, en particulier au moment des pics de débit total induits par le nettoyage de voirie (Figure 61 et annexe 2.4).

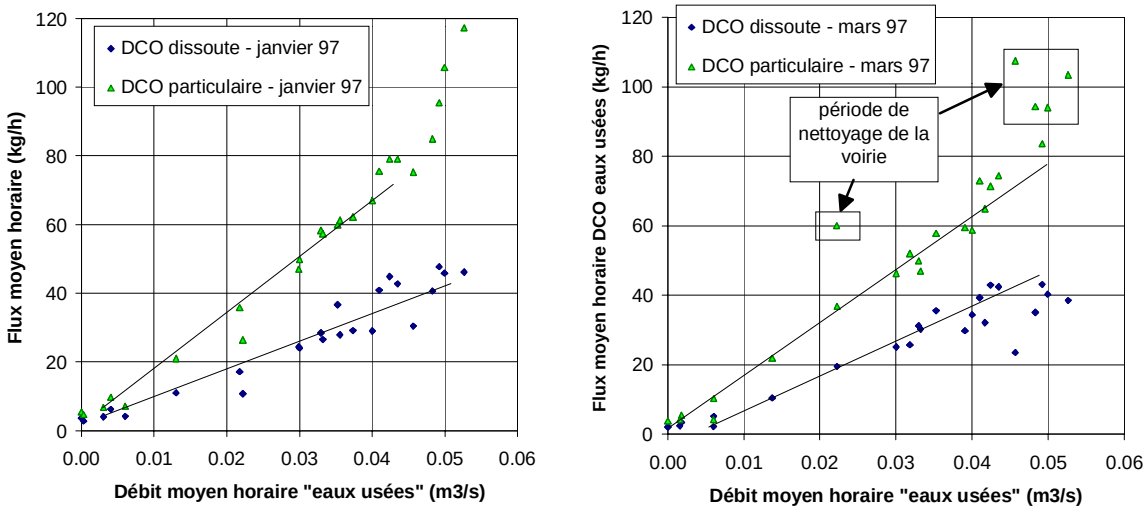


Figure 61: relation entre flux de DCO dissoute et particulaire produits par les eaux usées domestiques et professionnelles et les débits de ces eaux

5.3.2. Analyse de la relation débit d'eaux usées – nature des particules

Le tracé des teneurs en MVS en fonction du débit hors eaux claires montre une diminution de ces teneurs pour un débit hors eaux claires inférieur à 0.03 m3/s. La teneur en DCO quant à elle augmente jusqu'à 0.03 m3/s puis diminue avec les débits plus élevés. Les teneurs en DBO5 ne présentent pas de relation claire avec le débit.

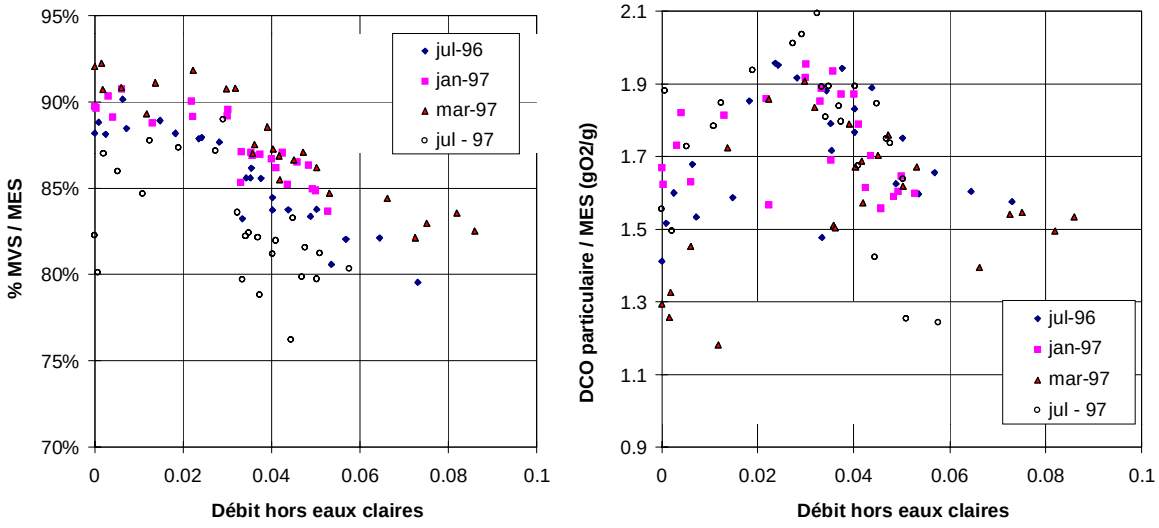


Figure 62: relation entre teneurs particulaires en MVS et en DCO et débit moyen horaire

Pour les débits « hors eaux claires » supérieurs à 0.03 m3/s, les particules transportées par les eaux de temps sec deviennent moins organiques. Ce phénomène est observé en présence comme en absence de nettoyage de la voirie.

5.4. Utilisation des rapports MES/DCOd et NH4/DCOd comme traceur de l'origine des flux polluants de temps sec

5.4.1. Etude du rapport MES/DCOd

Le rapport MES/DCOd est stable, autour de 1 à 1.5, entre midi et 7h du matin (Figure 64). Il augmente rapidement et de façon importante entre 7h et midi. La valeur maximale de 2.8 à 3.7 est atteint entre 7h et 9h pour les trois campagnes de juillet 96, mars 97 et juillet 97. En janvier 97, l'augmentation du rapport MES/DCOd durant la matinée est beaucoup plus faible que pour les autres campagnes de mesure. Le pic du rapport MES/DCOd entre 8h et 12h ne peut s'expliquer par la seule modification de la nature des eaux usées domestiques et professionnelles, au quel cas nous l'aurions également observé en janvier 97. Il n'est pas non plus imputable aux apports de polluants issus du nettoyage de voirie, le rapport MES/DCOd de ces apports étant de l'ordre de 1.6. C'est donc vers une surproduction de MES par échange avec les sédiments du réseau que doit s'orienter notre explication.

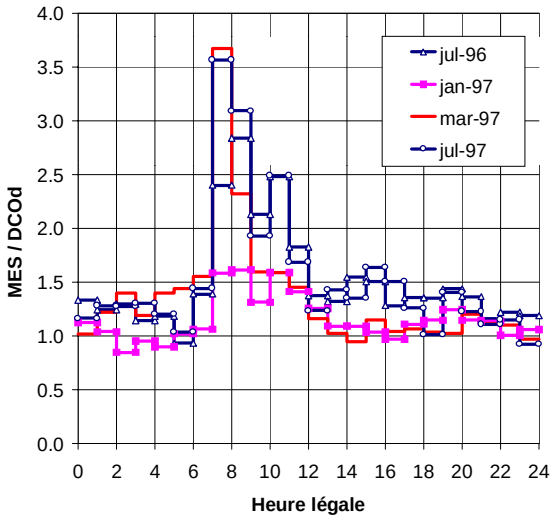


Figure 63: évolution du rapport MES/DCOd au cours de la journée (moyenne sur chaque campagne de mesure)

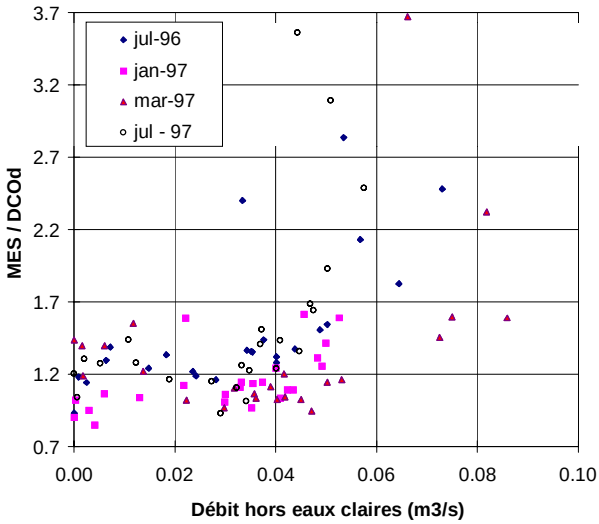


Figure 64: relation entre le rapport MES/DCOd et le débit moyens horaires (moyenne sur chaque campagne)

Le tracé du rapport MES/DCOd en fonction du débit moyen horaire pour les quatre campagnes de mesure (Figure 64) montre une brusque augmentation de ce rapport lorsque le débit hors eaux claires dépasse 0.3 à 0.4 m3/s. Ce seuil de débit hors eaux claires est

identique à celui identifié précédemment lors de l'analyse des relations débit hors eaux claires-flux et débit hors eaux claires-nature des particules.

5.4.2. Etude du rapport NH4/DCOd

Le rapport NH4/DCOd est stable, autour de 0.21, durant la période nocturne, puis augmente jusqu'à 0.26 à l'heure du réveil (7h à 9h). Cette valeur peut être considérée comme caractéristique des eaux usées domestiques. A partir de 8h, on note une diminution rapide du rapport NH4/DCOd qui atteint un nouveau palier stable autour de 0.1 entre 12h et 24h. Il y a donc une évolution de l'origine et la nature des eaux usées produites à différentes périodes de la journée. Les eaux vannes dominent la nuit et en tout début de matinée. Selon une enquête réalisée par [Friedler et al.; 96] en Grande Bretagne, la fréquence d'utilisation des toilette serait maximale entre 6h30 et 9h. Selon [Butler et al. ; 95] les toilettes génèrent 90% des débits d'eaux usées domestiques nocturnes. Durant le reste de la journée et en soirée, la proportion d'eaux vannes est nettement moins importante et les apports d'eaux usées sont sans doute dominés par les eaux provenant des activités professionnelles. La stabilité du rapport NH4/DCOd jusqu'à une heure tardive est à relier à l'importance de l'activité nocturne propre au quartier du Marais (bars, restaurants...).

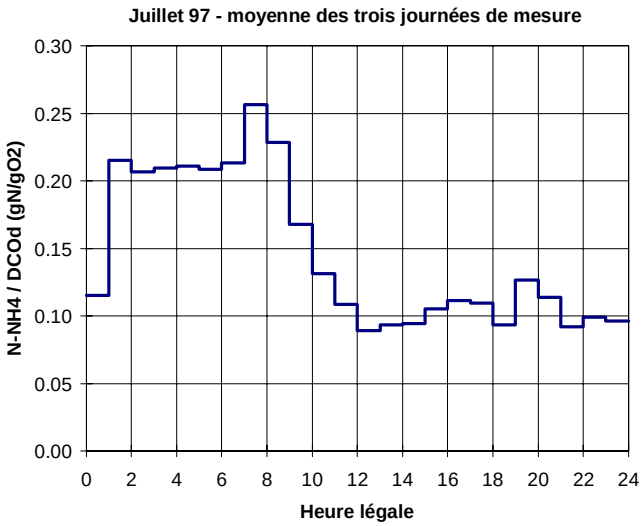


Figure 65 : évolution du rapport NH4/DCOd au cours de la journée, en moyenne sur la campagne de juillet 97

5.5. Conclusion sur l'évolution journalière de la qualité des effluents de temps sec

Nous avons mis en évidence une variation de la qualité des eaux de temps sec au cours de la journée. Cette variation peut être due à la variabilité de la qualité des effluents rejetés à différentes périodes de la journée et à des phénomènes de sédimentation et d'érosion durant le transport en réseau.

La différence de qualité des effluents rejetés dans le réseau à différentes périodes de la journée semble due en particulier aux deux types d'usages de l'eau sur le bassin : usage domestique et usage professionnel. Cependant, l'évolution de la qualité des eaux produites n'explique pas à elle seule le cycle journalier de la qualité des effluents à l'exutoire.

L'évolution de la concentration et des caractéristiques de l'effluent au cours de la journée semble essentiellement dépendre des variations du débit hors eaux claires, et en particulier du débit de pointe. Elle pourrait s'expliquer par une modification de la capacité de transport de l'effluent au cours de la journée, induisant des phénomènes de sédimentation - érosion. Divers indices nous permettent de suspecter un phénomène de remise en suspension des dépôts au moment du débit de pointe matinal :

- Une modification de la nature de la pollution avec :
  - une augmentation du pourcentage de pollution particulaire ;
  - une diminution de la teneur en matière organique des particules ;
  - une diminution de la biodégradabilité de l'effluent ;
  - une augmentation brusque du rapport MES/DCOd ;
- Une cassure brusque dans la relation entre le débit d'eaux usées et les flux de MES, DCO particulaire, DBO5 particulaire.

Ce phénomène semble se produire en particulier en début de matinée, alors que le nettoyage de la voirie génère des débits élevés, supérieurs ou équivalents au débits d'eaux usées. Ils apparaissent pour des débits hors eaux claires supérieurs à 0.3 – 0.4 m^3/s. Notons que ce seuil critique de débit « hors eaux claires » est relativement stable d'une campagne de mesure à une autre et ne varie pas en fonction du débit de base d'eaux claires.

La présence d'un débit élevé d'eaux claires conduit à une dilution des effluents, expliquant les différences de concentration de l'effluent d'une campagne de mesure à une autre. La variation de ces débits d'eaux claires au cours de l'année ne paraît pas induire de variation notable des flux polluants.

6. SYNTHESE DES PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LES CARACTERISTIQUES DES EAUX DE TEMPS SEC A L'EXUTOIRE DU BASSIN VERSANT DU MARAIS

6.1. Débits, concentrations et masses polluantes

- Les débits et les concentrations des eaux de temps sec évoluent considérablement au cours de l'année, du fait d'apports variables d'eaux claires. Les flux polluants sont quant à eux relativement stables dans le cas des MES, MVS, DCO et DBO5, avec des variations de 25% au maximum dues aux fluctuations de l'activité humaine sur le bassin versant (week-end, congés..). La variabilité plus importante des flux de métaux et d'hydrocarbures est attribuable, en partie du moins, aux incertitudes de mesures.
- Les eaux claires représentent une proportion importante à très importante de l'écoulement (100 à 300 l/hab/j soit 27 à 73% du débit total) et induisent une dilution importante des eaux usées.
- Les eaux de nettoyage de voirie représentent environ 54 l/hab/j, soit 10 à 16% du volume d'eau de temps sec. Ces eaux sont en partie responsables des forts pics de débits matinaux, en particulier en début de matinée. Les masses polluantes de MES, MVS, DCO et DBO5 apportées par ces eaux de lavage sont faibles, au maximum 10% de la masse totale en MES des eaux de temps sec, 3% de la DCO et 2% de la DBO5. En revanche, le nettoyage de la voirie serait à l'origine de 30 à 40% de la masse journalière de cadmium, plomb et hydrocarbures véhiculés part les eaux de temps sec du bassin versant.

6.2. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux de temps sec

- Les particules en suspension dans les eaux de temps sec sont essentiellement organiques, avec une teneur en MVS de 80 à 90%. Cette teneur ne varie pas en fonction de la vitesse de chute des particules.
- Les particules en suspension dans les eaux de temps sec sont riches en cuivre, ce qui s'explique sans doute par la corrosion des canalisations d'eau potable.
- La vitesse de sédimentation de ces particules est très faible. La vitesse médiane mesurée (V50) était toujours inférieure à 0.006 cm/s.

- Ces particules véhiculent entre 60 et 80% de la DCO et de la DBO5 totales journalières des eaux usées. Elles véhiculent également plus de 70% de la masse journalière d'hydrocarbures et plus de 89% de la masse journalière de cuivre et de cadmium. Le plomb et le zinc sont généralement liés aux particules mais une proportion sous forme dissoute importante a été observée dans certains cas en l'absence de nettoyage de la voirie.

6.3. Le cycle journalier des eaux de temps sec résultat de phénomènes d'érosion et de sédimentation

L'analyse du cycle journalier de la qualité des eaux de temps sec et de sa variabilité d'une campagne de mesure à une autre met en évidence des phénomènes d'échange avec le réseau, par sédimentation ou par érosion, dont l'importance varie en fonction du débit. En particulier, les forts débits de pointe matinaux dus en grande part aux eaux de lavage de voirie semblent engendrer une érosion des dépôts qui se traduit par une augmentation des concentrations particulaires et une variation de la nature de l'effluent avec une augmentation du pourcentage de pollution liée aux particules, une diminution des teneurs en matière volatile, une diminution de la biodégradabilité de l'effluent et une augmentation du rapport MES/DCOd.

Ces mécanismes de sédimentation et d'érosion des eaux de temps sec ont des conséquences très importantes vis à vis de la qualité des eaux par temps de pluie car ils déterminent la masse de polluants disponibles dans le réseau et mobilisables par la pluie. Leur compréhension et leur modélisation constituent sans doute une étape clef pour progresser dans la modélisation des RUTP. De nombreux auteurs ont évoqué l'existence de ces phénomènes, que les résultats du Marais nous permettent de conforter et d'étayer, sans que les mécanismes en jeu soient clairement identifiés et compris à l'heure actuelle. Une étude spécifique des mécanismes de sédimentation et d'érosion par temps sec s'avère nécessaire afin de déterminer les conditions critiques d'érosion ou de dépôt, la nature et la quantité de sédiments érodés ou déposés, et ainsi de fournir les bases pour une modélisation des écoulements de temps sec. Dans le cas du Marais, il nous paraîtrait intéressant de faire un suivi des taux de cisaillement en fonction de l'heure de la journée en différents points du réseau, assorti d'un suivi en continu des hauteur de dépôt et de la qualité de l'effluent dans les zones où le taux de cisaillement est faible ou fortement variable au cours de la journée.

Notons cependant que le suivi en continu des hauteurs de dépôts nous paraît difficile à réaliser avec les équipements de mesure actuels, l'incertitude sur la mesure de hauteur étant sans doute supérieure à la variation des hauteurs de dépôt.

CHAPITRE 2.3.

CARACTERISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT, SUR LE BASSIN VERSANT DU MARAIS

CHAPITRE 2.3.

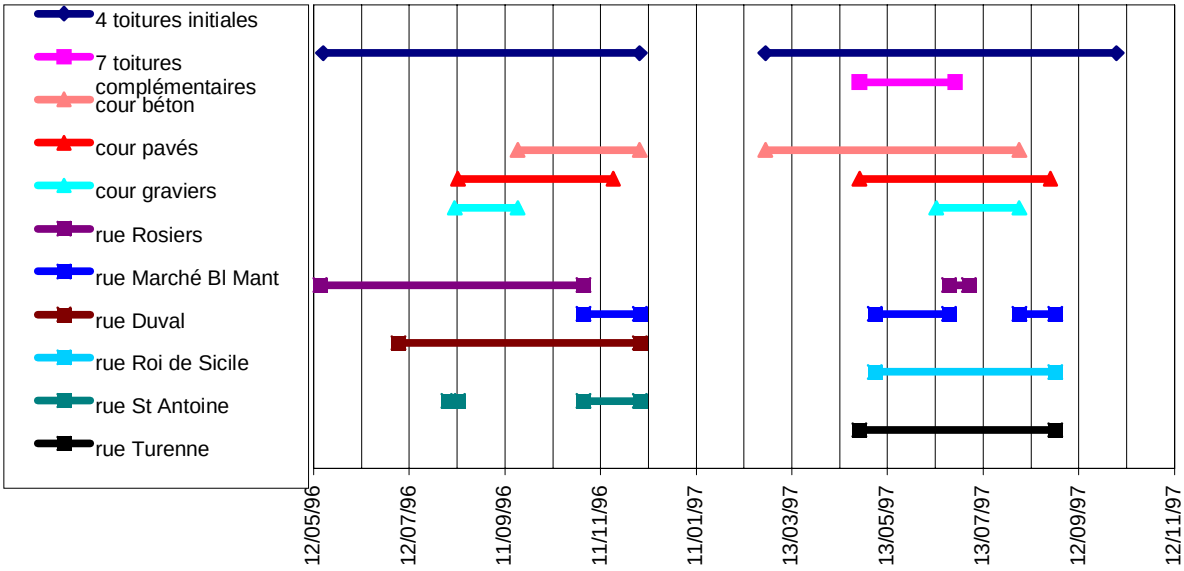
CARACTERISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT, SUR LE BASSIN VERSANT DU MARAIS

1. DESCRIPTION DES EVENEMENTS PLUVIEUX ETUDIES

Périodes d'échantillonnage

La campagne d'échantillonnage des eaux pluviales a été menée du 15 mai 1996 au 10 octobre 1997, avec une interruption entre le 7/12/96 et le 23/02/97. Les périodes d'étude diffèrent cependant d'un site d'échantillonnage à un autre du fait de la mise en place progressive des équipements de mesure, des pannes, et de l'alternance dans les sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement de chaussée. (voir Figure 66).

Figure 66: périodes d'échantillonnage des eaux de ruissellement



Définition de « l'événement pluvieux »

Nous avons défini comme événement pluvieux une précipitation d'une hauteur totale supérieure à 1 mm, et séparée de l'événement précédent par une durée de temps sec d'au moins 30 minutes (temps de concentration du bassin).

Au niveau des toitures, l'échantillon collecté correspondait dans certains cas à un mélange de deux ou trois pluies successives[13]. Dans ce cas les caractéristiques de la pluie "équivalente" ont été calculées comme suit:

hauteur d'eau = somme des hauteurs d'eau des deux pluies

durée = somme des durées des deux pluies

Imoy = Σ (hauteur d'eau) / Σ (durée)

Imax = max (Imax1; Imax2)

temps sec = durée de temps sec précédent la première pluie

Nombre d'événements échantillonnés et paramètres analysés

Le nombre d'événements pluvieux analysés en terme de concentration moyenne en MES, MVS, DCO, DBO5 (également désignés sous le terme « macro polluants ») et de répartition de la DCO et de la DBO5 entre les phases dissoute et particulaire est de 40 à 50 pour les 4 toitures initiales, une dizaine pour les 7 toitures complémentaires, une vingtaine pour chacun des six sites de chaussée et des deux cours « béton » et « pavée ». Dans le cas de la cour « gazon et graviers » le nombre d'échantillons est plus faible, seules les pluies les plus fortes ayant généré un ruissellement.

Le nombre d'événements pluvieux analysés en terme de concentration moyenne en Cd, Cu, Pb, Zn et de répartition entre phases dissoute et particulaire est d'une vingtaine pour les toitures initiales, 4 à 7 pour les toitures complémentaires et 4 à 9 pour les chaussées et les cours.

Pour les hydrocarbures, seuls les résultats concernant les pluies échantillonnées en 1997 seront présentés, de ce fait nous ne disposons pas de données concernant les concentrations en hydrocarbures pour les trois chaussées Rosiers, Duval et St Antoine et pour la cour non imperméabilisée « gravier et gazon ». Le nombre d'événements pluvieux analysés en terme de concentration moyenne en hydrocarbures et de répartition entre phases dissoute et particulaire est d'une douzaine pour les toitures initiales, 2 à 8 pour les toitures complémentaires et 5 à 7 pour les chaussées et les cours.

[13] Ces mélanges de pluie correspondent soit à des pluies trop rapprochées pour permettre la collecte des échantillons et la vidange des fûts entre les deux pluies, soit à des jours fériés durant lesquels nous n'avions pas la possibilité d'accéder à l'intérieur de certains bâtiments publics abritant les sites d'échantillonnage de toitures.

Les pollutogrammes en MES, MVS, DCO, DBO5 des eaux de ruissellement ainsi que la répartition des solides et des solides volatiles par classes de vitesses de chute, ont été établis pour une dizaine d'événements pluvieux sur chacune des six chaussées étudiées.

Tableau 88: nombre d'événements pluvieux par site

	Toitures				Toitures complémentaires						
	Tuile 1	Tuile 2	Zinc 1	Ardoise 1	Tuile 3	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	Ardoise Zinc	Zinc 2	Zinc 3
macro polluants	52	47	43	39	7	10	15	12	12	11	13
métaux	20	20	19	16	6	4	7	7	7	6	7
hydrocarbures	12	11	12	10	5	2	8	8	8	7	8

	Cours intérieures			Chaussées					
	Béton	Pavés	Gravier et gazon	Rue Rosiers	Rue Marché Bl. M.	Rue Duval	Rue Roi de Sicile	Rue St Antoine	Rue Turenne
macro polluants	24	22	8	20	24	18	23	18	25
métaux	9	7	4	8	5	5	7	4	9
hydrocarbures	9	6	0	0	5	0	5	0	7

Caractéristiques des événements échantillonnés

Les événements pluvieux étudiés présentent des caractéristiques pluviométriques et des durées de temps sec variées, avec cependant une majorité d'événements faibles.

Tableau 89: caractéristiques des événements pluvieux pour les paramètres globaux

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm / h)	Imax (mm / h)	Imax5 (mm / h)	Imax20 (mm / h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
minimum	1.3	0.7	1.2	1.2	1	0:06	0.02
maximum	20.8	42	240	89.6	47.6	7:27	50.5
médiane	5.9	3.7	20.6	12	5.9	1:45	0.9
Imax : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (0.2 mm) Imax5: intensité maximale sur 5 mn Imax20 : intensité maximale sur 20 mn							

La période de retour des événements échantillonnés a été évaluée à partir des lois intensité – durée - fréquence établies par Grisollet (cité dans [Roux ; 96]) pour Paris Montsouris. Parmi les pluies échantillonnées on compte :

- 2 événements ayant des intensités maximales sur 5 mn et sur 20 mn de période de retour supérieure ou égale à 1 an,
- 5 événements de période de retour supérieure à 6 mois, en terme d'intensité maximale sur 5 mn,
- 9 événements de période de retour supérieure à 6 mois, en terme d'intensité maximale sur 20 mn.

Tableau 90:période de retour des intensités maximales sur 5 et 20 mn à Paris Montsouris

Période de retour	6 mois	1 an	2 ans
Imax5 (mm/h)	55.5	83	117
Imax20 (mm/h)	20.8	33.2	51.8

Comparaison avec l'ensemble des événements pluvieux sur la période de mesure

Le nombre total d'événements pluvieux recensés entre le 15/05/96 et le 10/10/97, y compris durant la période d'interruption des échantillonnages, est de 159 pluies. La comparaison des distributions de fréquence de la hauteur précipitée, de l'intensité maximale, l'intensité moyenne et la durée de temps sec précédente, dans la population totale des pluies et dans l'échantillon des pluies collectées permet d'évaluer la représentativité de notre échantillon de pluies par rapport à la pluviométrie globale au cours de la campagne.

✲ Pour les quatre toitures principales :

- La plage de variation de Htot, Imax et DTS des événements étudiés est identique à celle de la population totale des pluies.
- La proportion de pluies faibles du point de vue de la hauteur précipitée, de l'intensité maximale ou de la durée de temps sec est plus importante dans la population totale que dans l'échantillon étudié. De ce fait notre échantillon conduit à une surestimation de la fréquence d'apparition des événements les plus forts.
- L'échantillon est représentatif de la population totale du point de vue de l'intensité moyenne.

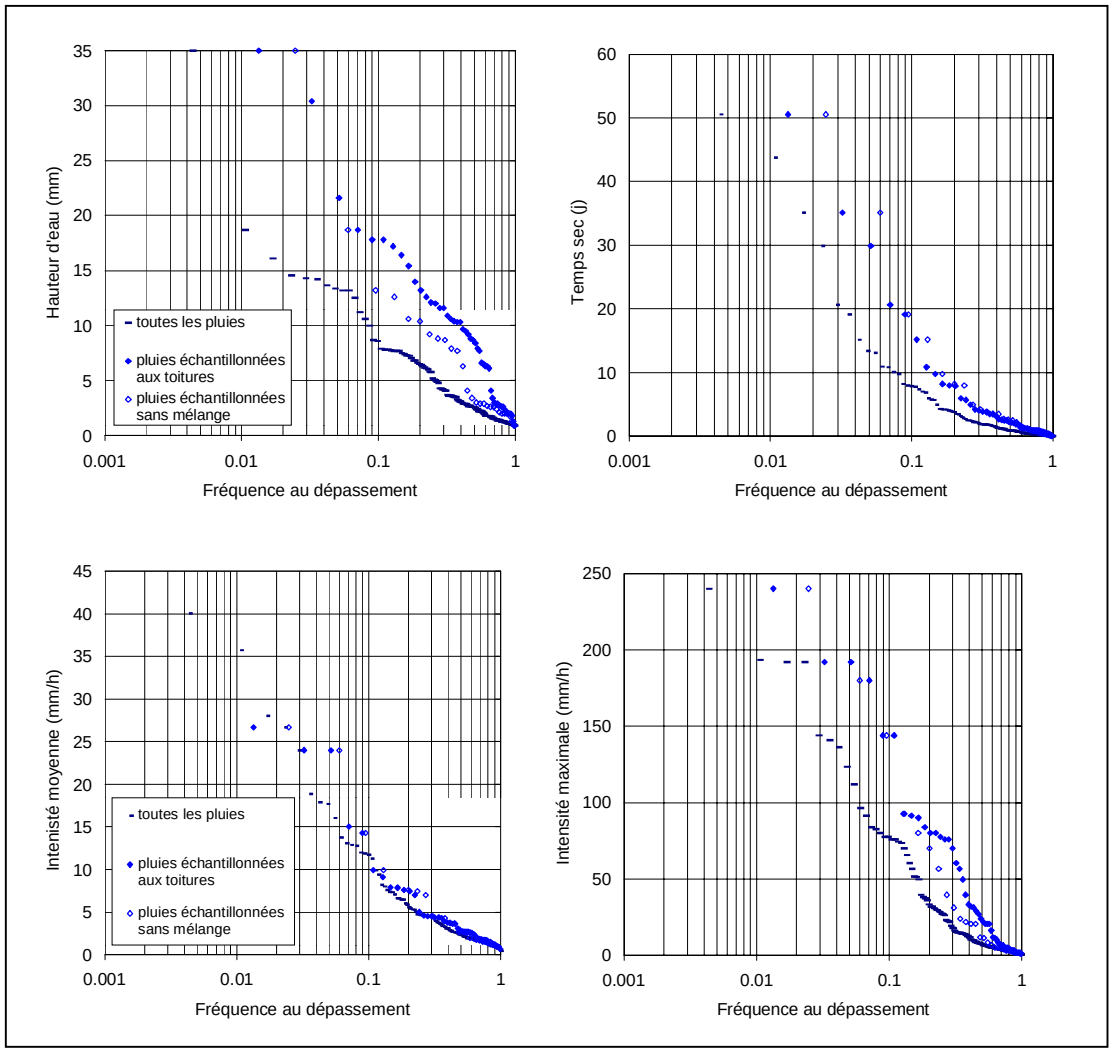


Figure 67: distribution des pluies échantillonnées au niveau des toitures

✲ Pour les six chaussées

- Les périodes d'échantillonnage, et donc les caractéristiques des événements étudiés, diffèrent d'un site à l'autre.
- Les populations de pluies collectées au niveau de chacune des six chaussées diffèrent peu en terme de hauteur d'eau précipitée. La proportion d'événements de faible hauteur d'eau est inférieure à celle observée dans la population totale des pluies.
- En terme d'intensité maximale et moyenne deux groupes de chaussées se distinguent. Les pluies collectées au niveau des rues Rosiers, Turenne et Roi de Sicile (RdS) couvrent l'ensemble de la gamme d'intensités maximales observées dans la population totale des pluies. Les pluies échantillonnées comportant peu d'événements de très faible intensité, comparées à la population totale, d'où une surestimation des fréquences au dépassement des fortes intensités maximales. Les

pluies collectées au niveau des rues Marché des Blancs Manteaux (MBM), St Antoine et Duval présentent une proportion d'événements de faible intensité beaucoup plus importante que dans le cas des trois chaussées précédentes, la distribution est proche de celle observée dans la population totale.

- En terme de durée de temps sec trois groupes de chaussées se distinguent. Les pluies collectées au niveau des rues Duval et St Antoine, sont précédées par des durées de temps sec courtes. Les pluies échantillonnées au niveau des rues Rosiers et Roi de Sicile (RdS) présentent des durées de temps sec allant jusqu'à 20 jours, avec des fréquences semblables à celles de la population totale. Les pluies collectées au niveau de la rue de Turenne sont précédées d'un temps sec dont la durée maximale atteint 50 jours, la fréquence des durées de temps sec les plus longues étant surestimée par rapport à la population totale.

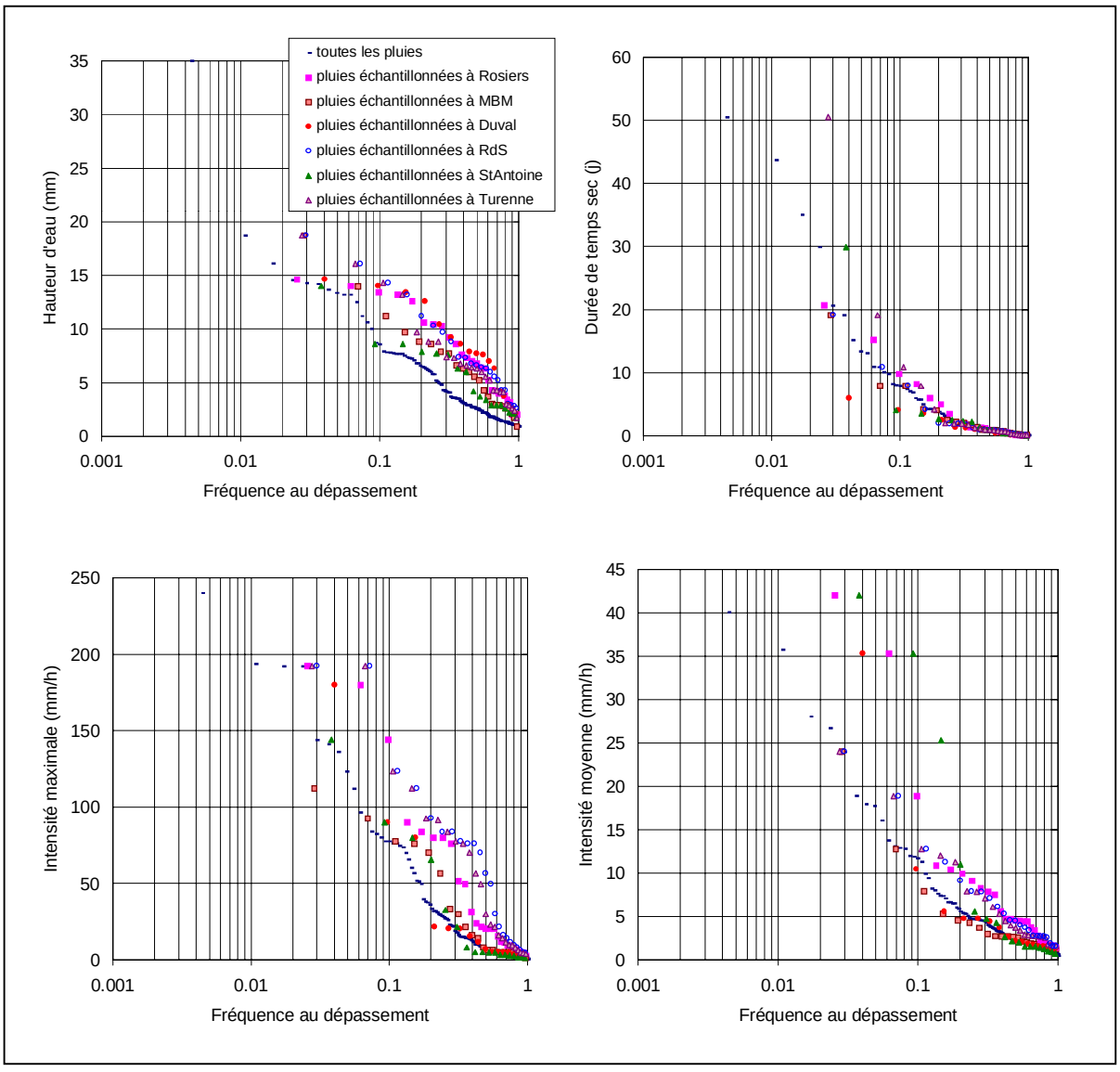


Figure 68: distribution des pluies échantillonnées au niveau des six chaussées

✲ Pour les cours béton et pavée

- Tout comme dans le cas des toitures, l'échantillon de pluies collectées au niveau des cours comprend peu de pluies faibles en terme de hauteur d'eau, d'intensité maximale ou de durée de temps sec, par rapport à la population totale
- L'échantillon de la cour pavée est marqué par l'absence de pluies avec de très fortes intensités maximales.
- En terme d'intensité moyenne de pluie, l'échantillon des pluies collectées est représentatif de la population.

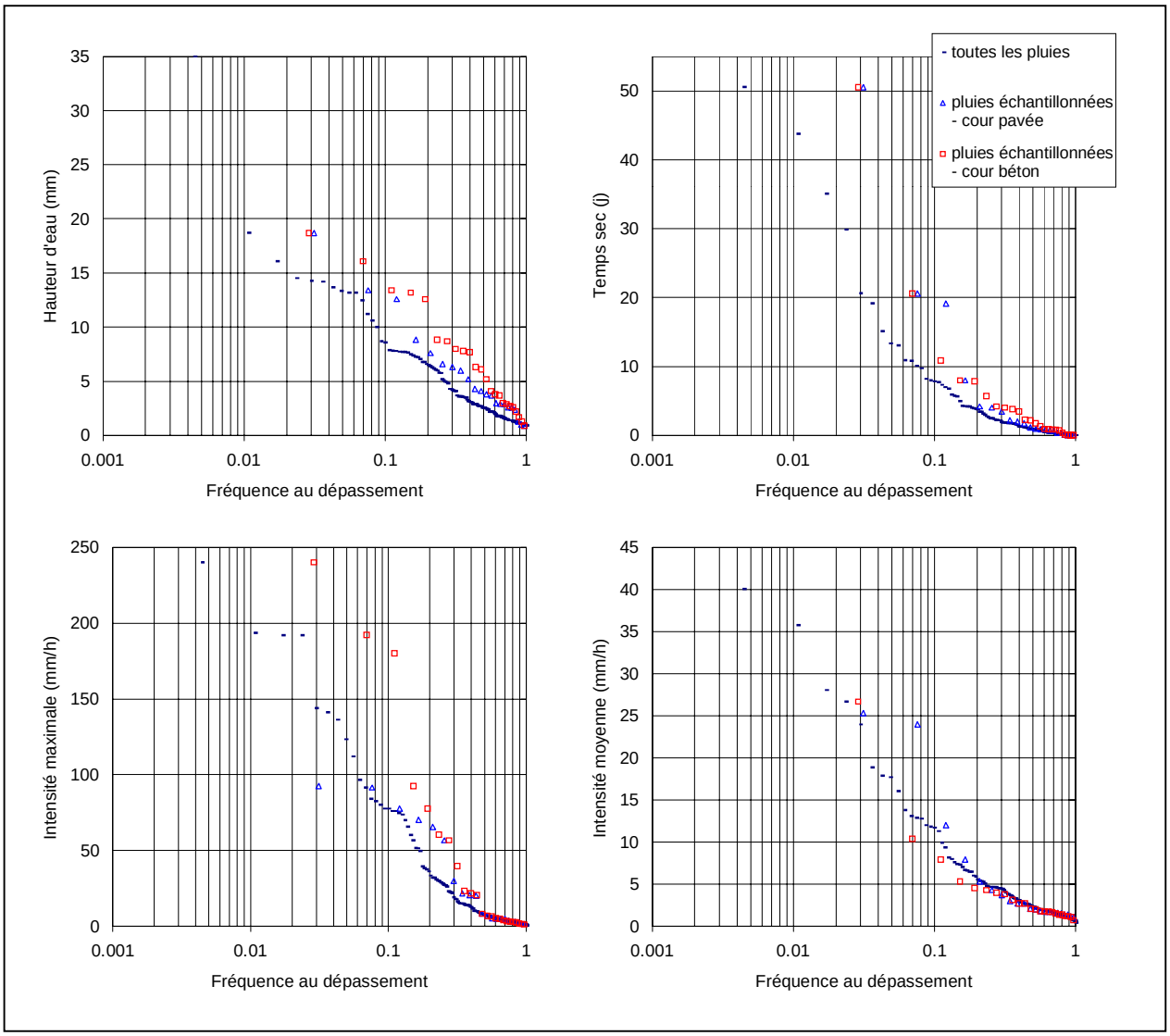


Figure 69: distribution des pluies échantillonnées au niveau des cours béton et pavée

2. CONCENTRATIONS ET FLUX EN MOYENNE SUR L'EVENEMENT PLUVIEUX

2.1. Critique des données de concentration moyenne

La critique des données avait pour objectif de repérer et d'éliminer les données aberrantes dues à un incident d'analyse ou d'échantillonnage (mauvaise homogénéisation avant prise d'échantillon, contamination accidentelle de l'échantillon, rejet occasionnel au niveau du site d'échantillonnage…)

Pour les échantillons d'eaux de ruissellement de toiture (respectivement de chaussée et de cours) la critique s'est basée sur une comparaison des concentrations et des masses par hectare mesurées au niveau des différents sites d'échantillonnage, et une comparaison des valeurs mesurées sur un site donné pour les différents paramètres de pollution. Une valeur a été considérée comme aberrante lorsque pour une pluie :

- la concentration moyenne ou la masse par hectare mesurée sur un site d'échantillonnage donné paraissait incompatible avec les valeurs mesurées sur les autres sites du même type (exemple Figure 70 : DCO du toit Tuile 2, le 25/04/97),

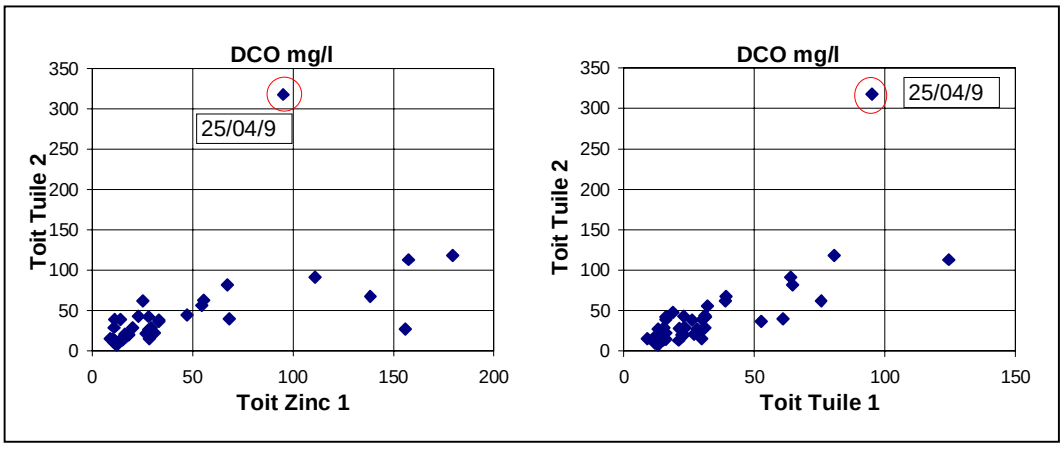


Figure 70: exemple de valeur éliminée lors de la critique des données

- la concentration mesurée pour un paramètre polluant donné conduisait à des rapports entre paramètres (DCO/DBO5, MES/DCO, MES/DBO, MES/MVS) non compatibles avec les rapports observés pour les autres événements pluvieux (exemple Figure 71 : cas de la concentration en DBO5 des eaux de ruissellement du toit Tuile 1, le 11/06/97).

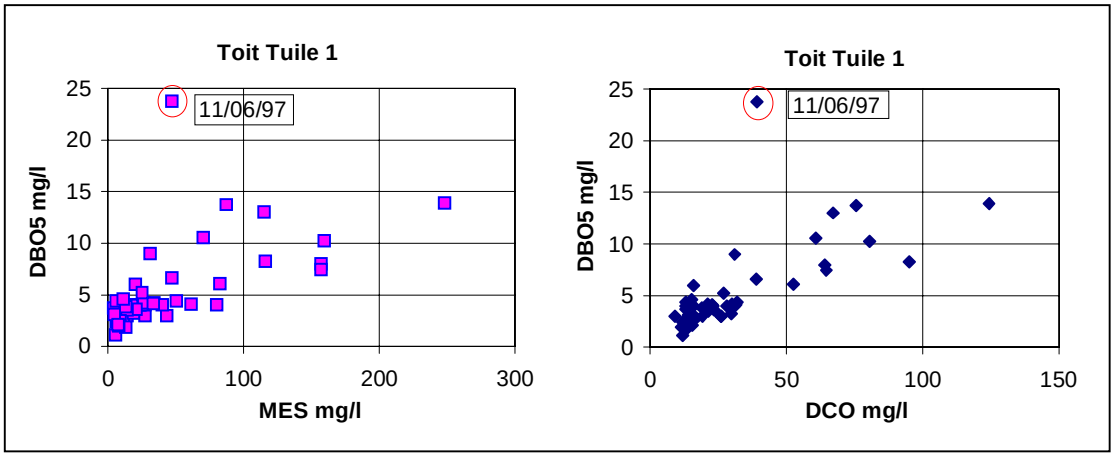


Figure 71: exemple de valeur éliminée lors de la critique des données

Ceci nous a amenés à rejeter, dans le cas des paramètres globaux (MES, MVS, DCO, DBO5) :

- pour les quatre toitures initiales : 12 mesures de concentrations sur un total de 715
- pour les sept toitures complémentaires : 9 mesures de concentrations sur un total de 320
- pour les six chaussées : 8 mesures de concentrations sur un total de 528
- pour les trois cours : 3 mesures de concentrations sur un total de 212.

Dans le cas des métaux et des hydrocarbures, la critique des données était assez délicate du fait du faible nombre de données. Seules ont été écartées les concentrations en métaux mesurées pour les eaux de ruissellement de toiture le 25/04/97.

2.2. Ordres de grandeur des concentrations et masses par événement

2.2.1. Ordre de grandeur des concentrations et masses de MES, MVS, DCO et DBO5

Le Tableau 91 présente les ordres de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en MES, MVS, DCO et DBO5, pour l'ensemble de la campagne de mesure. Les masses par hectare (M) engendrées par chaque événement pluvieux ont été évaluées par:

$$M\ (kg/ha) = 10^{-2} \times C\ (mg/l) \times H\ (mm) \times K$$

où C est la concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux

H la hauteur d'eau précipitée au cours de l'événement (en mm)

K un coefficient de ruissellement théorique (cf. Partie 1, chapitre 1.1, tableau 2)

avec K = 0.9 pour les toitures

K = 0.76 pour les chaussées

K = 0.85 pour la cour en béton

K = 0.67 pour la cour pavée

K = 0.3 pour le jardin.

Les ordres de grandeur des masses par unité de surface sont synthétisés dans le Tableau 92.

Tableau 91 : ordre de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5, en moyenne sur l'événement pluvieux et pour les trois types d'eaux de ruissellement

	MES mg/l			MVS mg/l			DCO mg/l			DBO5 mg/l		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
toitures	6	17	74	3	7	26	12	27	73	2	4	13
cours	13	40	152	8	23	64	31	63	213	6	14	29
chaussées	53	97	276	29	51	152	74	135	391	15	31	71

Tableau 92: ordre de grandeur des masses de MES, MVS, DCO, DBO5, par événement pluvieux et par unité de surface, pour les trois types d'eaux de ruissellement

	MES kg/ha			MVS kg/ha			DCO kg/ha			DBO5 kg/ha		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
toitures	0.18	0.74	3.8	0.06	0.31	1.12	0.29	1.30	3.51	0.05	0.22	0.64
cours	0.26	1.59	6.95	0.13	0.82	3.27	0.54	2.48	8.90	0.11	0.50	1.62
chaussées	1.91	4.41	11.51	0.99	2.28	5.9	2.86	5.92	15.8	0.59*	1.23	3.11

On observe une grande variabilité des résultats d'un événement pluvieux à l'autre, ceci quel que soit le site de mesure et le paramètre de pollution considéré.

Les charges en matières en suspension et en matière oxydable dans les eaux de ruissellement de toiture sont généralement faibles, avec une valeur médiane de 17 mg/l de MES (0,74 kg/ha) et 27 mg/l de DCO (1,3 kg/ha). Cependant, alors que les concentrations et les masses de DBO5 et de MVS dans les eaux de toiture sont toujours faibles (DBO5 < 13 mg/l pour 90% des événements pluvieux), certaines pluies se démarquent par des concentrations significatives en MES et en DCO: supérieures à 73 mg/l dans 10% des événements, avec des valeurs maximales autour de 200 mg/l. Ces concentrations sont comparables à celles trouvées dans la littérature et regroupées dans le tableau 51, en chapitre 2.1. Les masses générées par les eaux de ruissellement de toiture au cours d'un événement pluvieux, exprimées en kg/ha, sont comparables pour les MES à la valeur moyenne mesurée par [Sakakibara ; 96] pour un toit en tôle zinguée au Japon. Elles sont en revanche nettement plus fortes que les valeurs japonaises en terme de DCO et de DBO5 (voir chapitre 2.1, paragraphe 2.2.3.2).

Les ordres de grandeur des concentrations et des masses en MES, MVS, DCO, DBO5 dans les eaux de ruissellement de cour sont environ deux fois supérieurs à ceux des eaux de toitures.

Les ordres de grandeurs des concentrations et des masses en MES, MVS, DCO, DBO5 dans les eaux de voirie sont 5 à 8 fois supérieurs à ceux des eaux de toiture, avec une valeur médiane de 97 mg/l de MES (4,4 kg/ha) et de 135 mg/l de DCO (5,9 kg/ha). Les concentrations moyennes les plus fortes mesurées à l'entrée des avaloirs atteignent 500 mg/l pour les MES, 960 mg/l pour la DCO et 160 mg/l pour la DBO5. Parmi les trois types d'eaux de ruissellement étudiées, les eaux de voirie constituent la principale source de macro polluants, ce qui rejoint les observations de [Xanthopoulos et Hahn ; 93]. Les concentrations en DCO et en DBO5 des eaux de voirie du Marais sont similaires à celles trouvées dans la littérature (cf. Tableau 59, chapitre 2.1). Les concentrations en MES sont globalement plus faibles. Cette différence pourrait être liée à la fréquence de nettoyage élevée des rues de Paris.

A titre indicatif, et afin de mieux situer les ordres de grandeur de la pollution des eaux de ruissellement urbaines, on trouvera dans le Tableau 93 les valeurs limites fixées par la directive européenne n°91/271 pour les concentrations moyennes journalières des rejets de STEP.

Tableau 93: concentrations limites pour les rejets moyens journaliers des STEP (directive européenne n°91/271)

MES mg/l	DCO mg/l	DBO5 mg/l
35	125	25

Les concentrations des eaux de ruissellement de toiture sont généralement inférieures à la limite fixée pour les rejets de station d'épuration, alors que cette valeur seuil est fréquemment atteinte pour les eaux de ruissellement des cours. Dans le cas des eaux de ruissellement de voirie, cette valeur de référence est toujours excédée en terme de MES, et est dépassée dans plus de 55% des événements pluvieux pour la DCO et la DBO5.

Notons que les volumes engendrés par une pluie sont nettement supérieurs à ceux des eaux usées écoulées pendant les mêmes durées et que la comparaison serait de ce fait nettement plus défavorable en terme de masses rejetées.

2.2.2. Ordre de grandeur des concentrations et des masses en métaux et hydrocarbures

On trouvera en Tableau 94 et Tableau 95, les ordres de grandeur des concentrations et des masses de métaux et d'hydrocarbures par événement pluvieux pour les trois types d'eaux de ruissellement. Les masses, exprimées en grammes par hectare, ont été calculées suivant la méthode exposée au paragraphe précédent.

Tableau 94 : ordre de grandeur des concentrations en métaux et hydrocarbures, en moyenne sur l'événement pluvieux et pour les trois types d'eaux de ruissellement

	Toitures			Cours			Chaussées		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
Cd µg/l	0.2	0.7	4.5	0.3	0.8	1.2	0.2	0.5	1.0
Cu µg/l	14	43	240	15	27	50	37	63	103
Pb µg/l	76	392	2458	63	112	228	98	138	268
Zn µg/l	582	2998	12357	78	577	1375	327	560	1661
Hc µg/l	223	692	2054	220	753	2398	324	867	4691

Tableau 95: ordre de grandeur des masse de métaux et d'hydrocarbures, par événement pluvieux et par unité de surface, pour les trois types d'eaux de ruissellement

	Toitures			Cours			Chaussées		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
Cd g/ha	0.01	0.06	0.31	0.01	0.03	0.10	0.01	0.03	0.12
Cu g/ha	1.0	3.3	15.0	0.5	1.2	2.9	1.4	3.9	11.3
Pb g/ha	3.6	30.8	214.7	2.0	5.3	12.6	2.6	12	23.2
Zn g/ha	38	224	655	3	32	71	15	43	155
Hc g/ha	10	32	199	7	19	236	11	30	280

Les résultats dénotent d'une très grande variabilité des concentrations moyennes par événement ainsi que des masses par événement, d'une pluie à une autre et d'un site de mesure à un autre. Cette variabilité est maximale dans le cas des eaux de ruissellement de toiture, pour lesquelles les 1er et 9ème décile diffèrent d'un facteur 10 à 20.

Contrairement à ce qui avait été observé pour les paramètres globaux, les concentrations métalliques les plus élevées sont mesurées dans les eaux de ruissellement de toiture. Ceci est particulièrement frappant pour le plomb et le zinc : la médiane des concentrations en plomb et en zinc dans les eaux de toitures est 3 à 5 fois supérieure à la médiane des concentrations dans les eaux de ruissellement de cours et de chaussées ; la masse de plomb et de zinc générée par hectare de toiture est en médiane 2.5 à 7 fois supérieure à la masse générée par les chaussées ou les cours .

Dans le cas des hydrocarbures, les concentrations moyennes par événement et les masses par hectare mesurées pour les eaux de ruissellement de toiture, de cours et de chaussée sont sensiblement comparables. Ce résultat peut paraître surprenant et contraire à l'idée généralement répandue selon laquelle le lessivage de la voirie, du fait de la circulation automobile, serait la principale source d'hydrocarbures dans les eaux de ruissellement en zone résidentielle. Les fortes concentrations en hydrocarbures mesurées pour les eaux de toitures du Marais sont attribuables aux retombées atmosphériques mais sans doute également aux retombées des gaz d'échappement des véhicules circulant au pied des bâtiments.

La comparaison des concentrations mesurées dans les eaux de ruissellement du Marais avec les valeurs citées dans la littérature (voir chapitre 2.1, tableaux 56 et 58) est assez délicate du fait de la forte dispersion des données bibliographiques. Ces concentrations dépendent en effet d'un grand nombre de paramètres notamment, dans le cas des toitures, de la nature des matériaux de toiture et de l'environnement, dans le cas des chaussées de la fréquentation, du mode d'occupation du sol, de l'état de la voirie, des pratiques de nettoyage...mais aussi des caractéristiques des événements pluvieux étudiés.

Pour les eaux de toiture du Marais, on remarque globalement que les concentrations en cadmium et en zinc mesurées sont dans la fourchette haute des valeurs bibliographiques alors que les concentrations en plomb sont supérieures dans l'ensemble aux valeurs citées dans la littérature.

Les concentrations en cadmium dans les eaux de ruissellement des chaussées du Marais sont dans la fourchette basse des valeurs bibliographiques. Elles sont inférieures aux concentrations mesurées sur des chaussées urbaines en Allemagne par [Xanthopoulos et Hahn ; 93] et [Danneker ; 90]. Les concentrations en cuivre et en zinc des eaux de voirie sont globalement comparables aux valeurs bibliographiques. Les concentrations en plomb et en hydrocarbures mesurées dans les eaux de ruissellement de voirie du Marais sont comparables pour le plomb aux valeurs mesurées à Nancy ([LHRSP ; 94]) et Bayreuth ([Herrmann et al. ; 92]) et pour les hydrocarbures aux valeurs mesurées à Hildesheim ([Xanthopoulos et Hahn ; 93]). Elles sont en revanche nettement inférieures aux concentrations mesurées sur des avenues à très forte circulation telles que le boulevard périphérique de Paris ou l'avenue de la porte de Vitry à Paris.

A titre indicatif, et afin de souligner l'importance de la contamination en métaux lourds des eaux de ruissellement du Marais, et notamment des eaux de toitures, nous rappelons en

Tableau 96 les concentrations maximales pour une eau de qualité 2 (selon les grilles de qualité des Agences de l'Eau) et pour les rejets des installations classées.

Tableau 96 : concentrations maximales en Cd, Cu, Pb et Zn pour une eau de qualité 2 et pour les rejets des installations classées

Paramètre	(1) Concentration maximale pour une eau de qualité 2 selon la classification des Agences de l'Eau	(2) Concentration maximale pour les rejets des installations classées
Cd µg/l	1 à 5[14]	200
Cu µg/l	1000	500
Pb µg/l	50	500
Zn µg/l	1000 à 5000	2000
(1) Niveau de qualité 2 = irrigation, vie aquatique, traitement avancé pour la fabrication d'eau potable, abreuvage des animaux autorisé, selon [Chocat et Eurydice ; 97] (2) arrêté du 1er mars 1993 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux rejets de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement		

La comparaison avec ces niveaux de référence souligne le danger que représenterait pour les milieu naturel un rejet direct, sans prétraitement, des eaux de ruissellement du Marais. En effet, les concentrations en plomb sont supérieures au seuil fixé pour le niveau de qualité 2 dans la quasi-totalité des échantillons analysés. Ce seuil est également fréquemment dépassé pour les concentrations en zinc et plus rarement pour les concentrations en cadmium. En outre, les concentrations en plomb et en zinc des eaux de ruissellement du Marais sont supérieures au seuil fixé pour les rejets des installations classées respectivement pour 45% et 65% des échantillons de ruissellement de toitures ainsi que pour quelques échantillons d'eaux de ruissellement de cours et de chaussées. Les concentrations en cuivre des eaux de ruissellement restent quant à elles inférieures à la concentration maximale pour le niveau de qualité 2.

[14] Les concentrations maximales en cadmium et en zinc fixées pour une eau de qualité 2 différent suivant l'Agence de l'Eau

2.2.3. Conclusions sur les ordres de grandeur des concentrations des eaux de ruissellement

En terme de MES, MVS, DCO et DBO5, l'analyse des eaux de ruissellement du Marais confirme les données de la littérature, bien que les concentrations en MES mesurées sur les chaussées du Marais soient un peu plus faibles que pour d'autres sites. Cette différence peut être attribuée à la nature du site : un centre ville presque totalement imperméabilisé, mais aussi aux pratiques de nettoyage de la voirie. Pour ces paramètres, le ruissellement de chaussée constitue le type de ruissellement le plus pénalisant du point de vue de sa charge polluante.

En terme de métaux et d'hydrocarbures, l'analyse des eaux de ruissellement du Marais confirme les données bibliographiques sur l'importance de la pollution des eaux de ruissellement de voirie, mais, elle souligne avant tout la forte contamination des eaux de ruissellement de toiture. Dans le cas du Marais, les concentrations métalliques les plus élevées sont mesurées pour les eaux de toiture et non pour la voirie et les niveaux de concentration atteints pour le zinc et le plomb sont nettement supérieurs à la valeur maximale pour une eau de qualité 2.

2.3. Variabilité des concentrations en fonction du site de mesure

2.3.1. Variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de toitures en fonction du site de mesure

2.3.1.1. Cas des paramètres MES, MVS, DCO et DBO5

Les ordres de grandeurs des concentrations en matières en suspension et en matière organique des eaux de ruissellement de toiture diffèrent peu dans l'ensemble d'un toit à un autre, pour les 11 toitures étudiées. Il semble cependant que des charges plus élevées aient été mesurées pour les toits Tuile3 et Ardoise3. Cependant, il n'est pas possible de conclure sur la variabilité des concentrations en fonction de la toiture d'après la Figure 72 du fait des différences dans le nombre et les caractéristiques des pluies échantillonnées sur chaque site et de la forte variabilité des concentrations d'une pluie à l'autre.

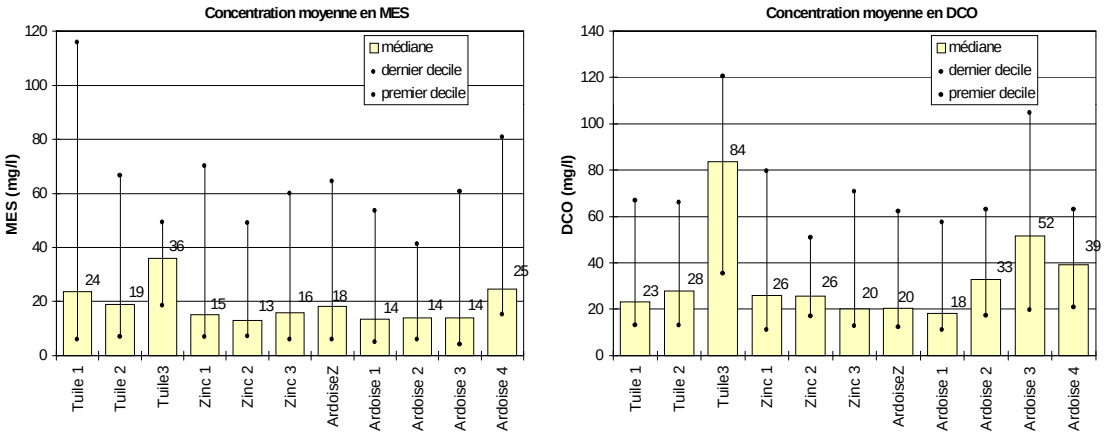


Figure 72: ordres de grandeurs des concentrations en MES et en DCO pour chacuns des onze toitures étudiées

Une comparaison plus fine a été établie pour la période d'avril à juin 1997, au cours de laquelle les 11 toitures étaient échantillonnées simultanément. Les toitures ont été comparées deux à deux, pour les 8 à 12 événements pluvieux communs aux deux sites, au moyen du test de Wilcoxon des différences d'observations appariées. Ce test non paramétrique, adapté aux échantillons de faible taille (6 observations au minimum), permet de tester les hypothèses d'égalité, de supériorité ou d'infériorité des distributions de deux caractères observés sur des échantillons appariés.

Soient

a(i) la concentration moyenne des eaux de ruissellement du toit A au cours de la pluie i,

(A) la population des concentrations a(i),

b(i) la concentration moyenne des eaux de ruissellement du toit B,

(B) la population des concentrations b(i),

d(i) = a(i)-b(i).

R+ et R- désignent les sommes des rangs r des différences d(i), respectivement positives et négatives, dans la série ordonnée par ordre croissant des valeurs absolues de d(i). R désigne le plus petit des nombres R+ et R-. R1α(n) et R2α(n) désignent les valeurs critiques du test pour un risque de première espèce[15] α et un nombre d'observations n.

On teste successivement les trois hypothèses suivantes:

test bilatéral: Ho [(A) = (B)] contre H1 [(A) $\neq$ (B)]

si R > R1α(n) on accepte Ho, sinon on rejette Ho

test unilatéral à droite: Ho [(A) = (B)] contre H1 [(A) < (B)]

si R+ > R2α(n) on accepte Ho, sinon on rejette Ho

test unilatéral à gauche: Ho [(A) = (B)] contre H1 [(A) > (B)].

si R- > R2α(n) on accepte Ho, sinon on rejette Ho.

Les résultats du test de Wilcoxon pour un risque de première espèce de 10% sont regroupés dans les tableaux en annexe 3. Ils peuvent être résumés comme suit:

- Les concentrations en MES et en MVS des eaux de ruissellement des trois toitures en tuile sont supérieures à celles des toitures en zinc et en ardoise. Les concentrations en MES et en MVS des eaux de ruissellement des différentes toitures en zinc et en ardoise ne sont pas statistiquement différentes.
- En terme de DCO les trois toitures Tuile1, Tuile3 et Ardoise3 se distinguent par des concentrations des eaux de ruissellement supérieures à celles des autres toitures, tandis que les eaux des toits Zinc3 et Ardoise2 paraissent moins chargées en matière oxydable.

[15] Risque de première espèce = risque de conclure en faveur de l'hypothèse H1 alors que c'est l'hypothèse H0 qui est vérifiée en réalité

Nous n'avons pas appliqué le test de Wilcoxon pour les concentrations en DBO5, les valeurs mesurées dans les eaux de ruissellement de toiture étant très faibles et de ce fait susceptibles de présenter de fortes incertitudes de mesure.

2.3.1.2. Cas des métaux et des hydrocarbures

Dans le cas des métaux, des différences nettes de concentration apparaissant d'une toiture à une autre peuvent être reliées aux matériaux utilisés pour la couverture du toit.

Les concentrations en zinc les plus faibles sont mesurées pour les toits Tuile 3 et Ardoise 4 sur lesquels il n'est pas du tout fait usage de zinc (Figure 73). Les concentrations médianes en zinc dans les eaux de ruissellement des toitures revêtues totalement (toits zinc 1, zinc 2 et zinc 3) ou partiellement (toits tuile 2 et ardoiseZ) de zinc sont 5 à 60 fois supérieures à celles des deux toits ne présentant aucune partie en zinc. Pour les événements ayant conduit aux concentrations en zinc les plus élevées, l'écart entre toitures en zinc et toitures non en zinc est supérieur à un facteur 10. Ce phénomène s'explique par la corrosion des plaques de zinc constituant la toiture. Les toits Tuile 1 et Ardoise 1, 2 et 3 qui se sont par couverts avec des plaques de zinc mais sont équipés de gouttières et de descentes de gouttières en zinc se trouvent en position intermédiaire, du point de vue de la concentration en zinc des eaux de ruissellement, entre les toits en zinc et ceux sans aucune partie en zinc (voir Figure 73). Dans ce cas, l'apport de zinc est attribuable à la corrosion des gouttières. Ces résultats confirment les observations qui avaient été faites précédemment, pour cinq toitures dont une seule en zinc et un faible nombre d'événement pluvieux, par [Quek et Förster ; 93] et [Förster ; 96].

Les toitures revêtues de zinc, à l'exception du toit ArdoiseZ, se distinguent également par des concentrations médianes en cadmium 3 à 15 fois supérieures à celles des autres toitures (Figure 73). Rappelons que la cadmium constitue une impureté des produits de la métallurgie du zinc et constitue de ce fait un des produits de la corrosion du zinc. Cependant, les progrès de la sidérurgie ont conduit depuis quelques années la fabrication de plaques de zinc de couverture hautement raffiné, contenant seulement 0.005% d'impuretés. Les toitures nouvellement couvertes en zinc sont donc susceptibles de relarguer beaucoup moins de cadmium que les anciennes, ce qui explique peut être les plus faibles concentrations mesurées pour le toit ArdoiseZ. Notons que le matériau des gouttières et descentes de gouttières ne paraît pas avoir d'influence sur la concentration en cadmium des eaux de ruissellement.

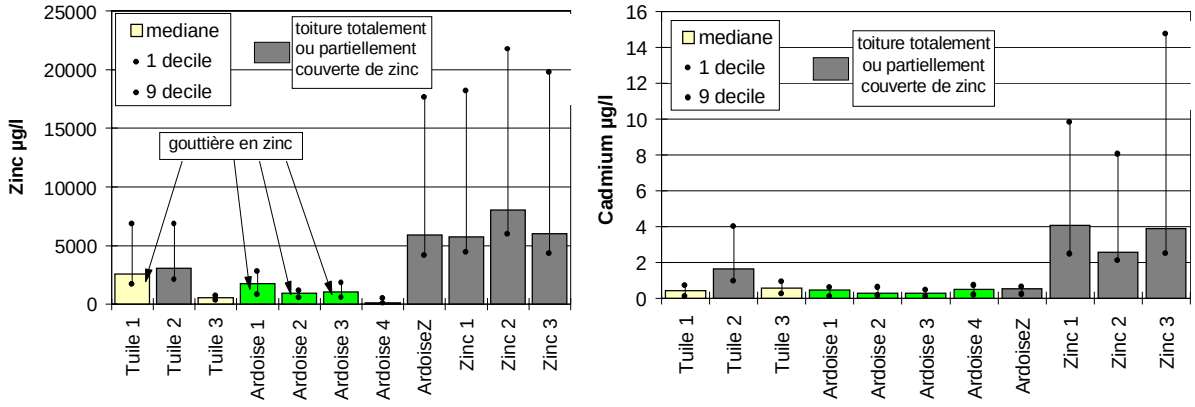


Figure 73: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux, en zinc et en cadmium, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures

Les concentrations en cuivre varient peu d'un toit à un autre pour les toitures ne présentant pas de parties en cuivre. En revanche, des concentrations nettement plus élevées (voir Figure 74) ont été mesurées pour les toitures munies de gouttières et descentes de gouttière en cuivre (Tuile 3, Ardoise 4, ArdoiseZ et Zinc 3) et sont attribuables à la corrosion. L'impact de la corrosion des gouttières et toits en cuivre sur la concentration en cuivre des eaux de ruissellement a déjà été observé en Suisse par Grottker, cité dans [Mottier et Boller ; 92]. On notera cependant que les eaux de ruissellement des différentes toitures du Marais équipées de gouttières en cuivre ne présentent pas des concentrations en cuivre d'égale importance. Les concentrations médiane en cuivre des eaux de ruissellement des toits Tuile 3 et Ardoise 4 sont 3 à 4 fois supérieures à celles des trois autres toitures munies de gouttières en cuivre. Ce phénomène n'a pas été expliqué. Il pourrait être lié à la qualité du cuivre employé ou à l'age et à l'état d'usure de la gouttière.

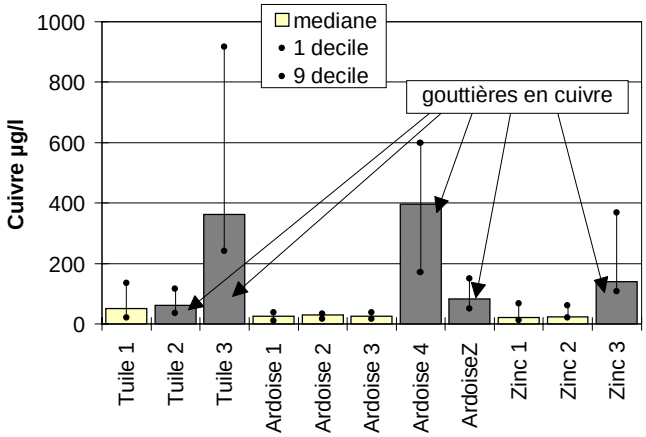


Figure 74: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en cuivre, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures

Dans le cas des concentrations en plomb, les écarts sont très importants d'un toit à un autre, avec des concentrations médiane allant de 99 µg/l pour le toit Zinc 1 à 6412 µg/l pour le toit Ardoise 4 (Figure 75). Ces différences ne sont pas reliées spécifiquement à la nature de la

couverture (tuile, ardoise ou zinc) mais à l'usage de plomb, sur certaines toitures, pour réaliser des travaux accessoires : étanchéités, faîtages, entourages de fenêtres, chatières, chéneaux…Notons cependant que ces accessoires en plomb, dont le coût est supérieur à celui du zinc ou du cuivre, sont trouvés préférentiellement sur les toitures des bâtiments historiques, couvertes d'ardoise le plus fréquemment, et qui sont riches en éléments de décoration, lucarnes etc.

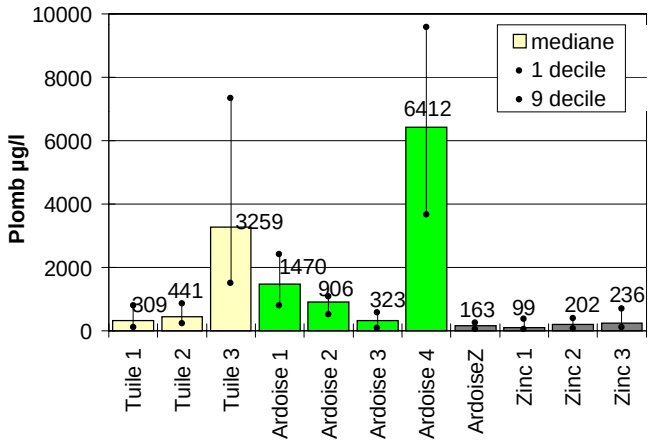


Figure 75: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en plomb, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures

Dans le cas des hydrocarbures, bien que des différences d'un facteur deux apparaissent en terme de concentration médiane d'une toiture à une autre, nous n'avons pas pu établir de relation entre la nature de la toiture et la concentration en hydrocarbures. Les différences sont sans doute imputables à l'environnement de la toiture.

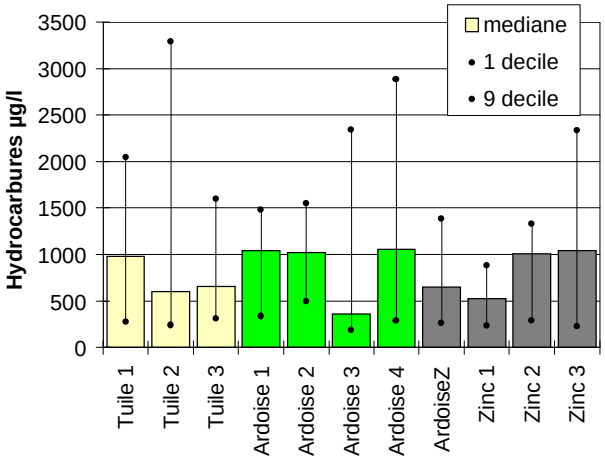


Figure 76: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en hydrocarbures, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures

2.3.2. Variabilité des concentrations en fonction du site pour les cours et les chaussées

2.3.2.1. Cas des paramètres MES, MVS, DCO et DBO5

Pour les cours et les chaussées, des différences significatives de concentration en MES, MVS, DCO et DBO5 ont été observées en fonction du site d'échantillonnage. Ces différences sont imputables aux différences d'occupation du sol.

Les eaux de ruissellement de la cour Cgravier sont caractérisées par des concentrations élevées en MES (médiane: 167 mg/l) avec un faible taux de matières volatiles (% MVS/MES = 15 % en médiane), liées à l'arrachement et à l'entraînement de terre et de gravillons.

Les eaux de ruissellement de la cour Cbéton présentent des concentrations médianes en particules et en matières oxydables deux fois supérieures à celles de la cour Cpavé. Cet écart peut être relié à:

- un nettoyage régulier de la cour Cpavé au jet d'eau alors que la cour Cbéton n'est pas entretenue,
- la présence d'arbres et de pigeons nombreux dans la cour Cbéton.

La comparaison des ordres de grandeur des concentrations en particules et en matières oxydables pour les chaussées étudiées (Figure 77) fait ressortir deux sites:

- la rue des Rosiers, avec des concentrations médianes deux à trois fois supérieures à celles des cinq autres sites,

- la rue st Antoine, avec des concentrations médianes supérieures de 50 à 100% à celles des quatre rues Duval, Roi de Sicile, Turenne et Marché des Blancs Manteaux.

Les quatre chaussées Duval, Roi de Sicile, Turenne et Marché des Blancs Manteaux présentent des eaux de ruissellement de concentrations similaires.

Ces ordres de grandeur peuvent cependant être biaisés du fait des différences des caractéristiques des pluies échantillonnées au niveau de chaque site. Aussi l'influence du site de mesure a-t-elle été étudiée plus finement en comparant les sites deux à deux et pour l'ensemble des pluies communes, au moyen du test de Wilcoxon des différences d'observations appariées. Les résultats du test, synthétisés en annexe 3, ont conduit à la classification suivante des chaussées en fonction de la concentration de leurs eaux de ruissellement:

- pour les concentrations en MES:

Rosiers > St Antoine > (Marché des Blancs manteaux ≈ Duval ≈ Roi de Sicile ≈ Turenne)

- pour les concentrations en MVS et en DCO:

Rosiers > (St Antoine; Roi de Sicile) > (Marché des Blancs Manteaux ≈ Duval ≈ Turenne)

- pour les concentrations en DBO5:

Rosiers > (St Antoine ≈ Marché des Blancs manteaux ≈ Duval ≈ Roi de Sicile)> Turenne.

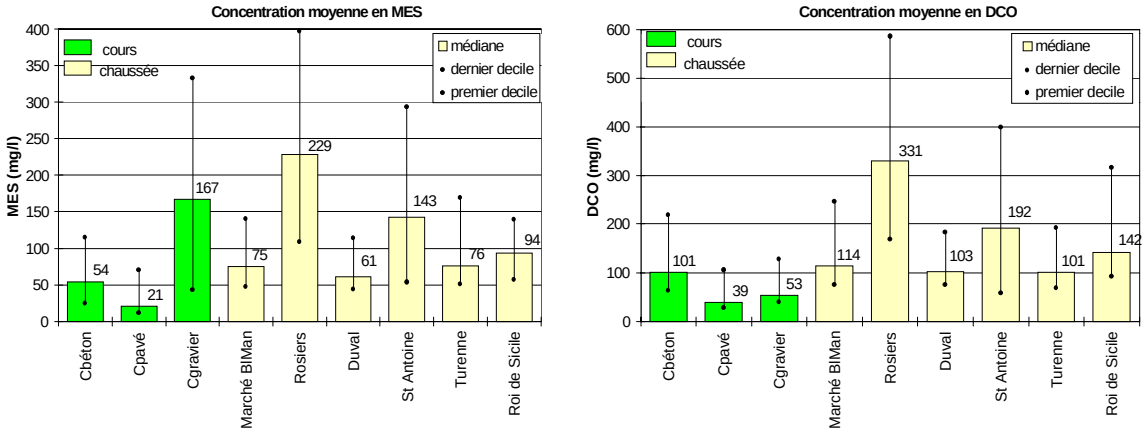


Figure 77: ordre de grandeur des concentrations en MES et en DCO pour les différents sites de cours et chaussées

2.3.2.2. Cas des métaux et des hydrocarbures

Les différences entre les six chaussées étudiées, en terme d'ordre de grandeur des concentrations en métaux et en hydrocarbures des eaux de ruissellement, sont difficiles à interpréter du fait des différences de périodes d'échantillonnage et du faible nombre d'événements pluvieux étudiés au niveau de chaque site. Le nombre d'événements pluvieux communs entre les différents sites était insuffisant pour permettre l'application d'un test statistique.

Cependant, les rues Rosiers et St Antoine semblent se démarquer par des concentrations en cadmium, cuivre, plomb et hydrocarbures supérieures aux quatre autres rues étudiées (Figure 78 et Figure 79). Rappelons que ces deux rues présentaient également des concentrations en MES plus élevées.

En terme de zinc, les concentrations les plus élevées ont été mesurées pour la rue Marché des Blancs Manteaux (Figure 79). Ce résultat est étonnant car la rue Marché des Blancs Manteaux ne se démarque pour aucun autre paramètre de pollution étudié et ne présente pas de particularité justifiant ces fortes concentrations en zinc. Nous suspectons qu'une fraction des

eaux de ruissellement d'une des toitures en zinc bordant cette rue s'écoule sur le trottoir (gouttière bouchée ou sous dimensionnée ou trouée), ce point n'a cependant pas pu être vérifié.

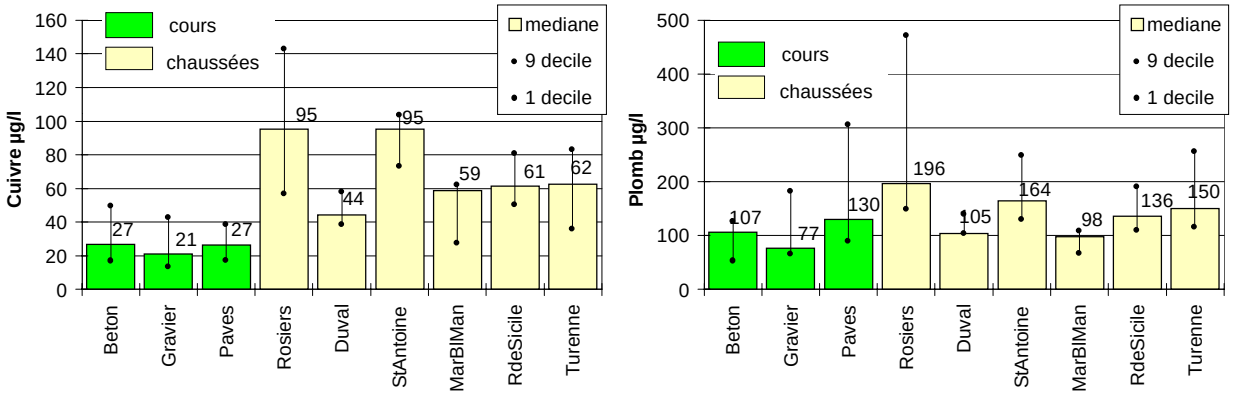


Figure 78: ordre de grandeur des concentrations en cuivre et en plomb des eaux de ruissellement pour les différents sites de cours et de chaussées

Les trois cours étudiées diffèrent peu l'une de l'autre du point de vue des concentrations en cuivre et plomb de leurs eaux de ruissellement. On peut supposer que le cuivre et le plomb présents dans les eaux de ruissellement des cours intérieures proviennent essentiellement des retombées atmosphériques. En revanche, les concentrations en cadmium et en zinc des eaux de ruissellement de la cour gravier sont très inférieures à celles des deux autres cours. Il est possible que la terre joue un rôle de puits vis à vis du cadmium et du zinc contenu dans les eaux de pluie.

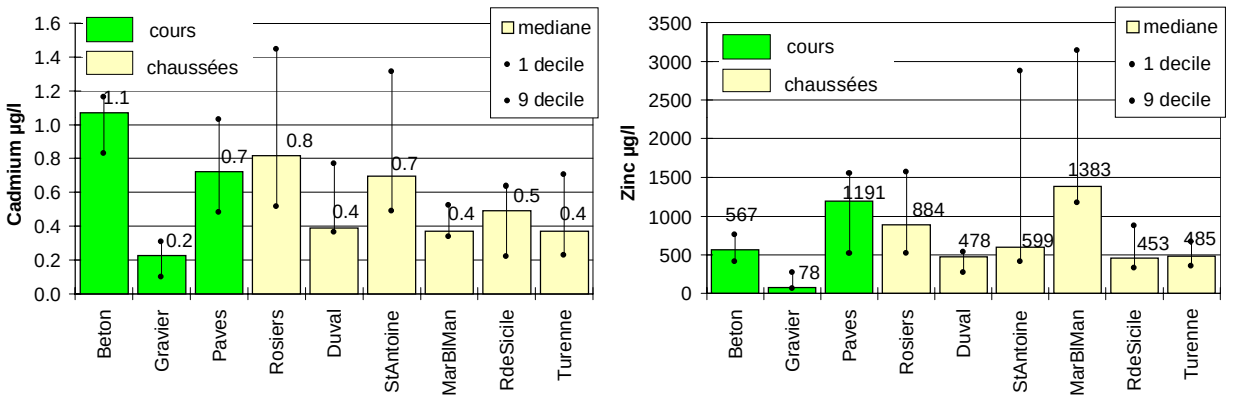


Figure 79: ordre de grandeur des concentrations en cadmium et en zinc des eaux de ruissellement pour les différents sites de cours et de chaussées

2.3.3. Conclusion sur la variabilité de la qualité des eaux de ruissellement de en fonction du site de mesure

- Toitures

Les ordres de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 varient relativement peu d'une toiture du bassin versant à une autre.

Il semblerait que la nature de la couverture ait une légère influence sur la concentration en particules des eaux de ruissellement, avec des apports plus importants dans le cas des toits en tuile. Les concentrations en MES plus élevées dans le cas des toitures en tuiles pourraient s'expliquer soit par la plus forte rugosité de ces toits, conduisant à un meilleur piégeage des particules par temps sec, soit à l'érosion des tuiles elles même. Ce résultat concorde avec les observations faites par [Yaziz et al. ; 89] pour un toit en tuile et un toit en zinc en Malaisie. Dans le cas de la DCO, les différences entre sites échantillonnés semblent moins imputables à la nature de la couverture (tuiles, zinc, ardoises) qu'à son environnement et ses particularités. On notera que:

- le toit Ardoise3 est situé entre deux jardins publics, qu'il est plus bas que les autres toitures échantillonnées et surplombé d'arbres. De plus les échantillons ont été collectés durant la période de floraison des arbres;
- le toit Tuile3 présente un aspect verdâtre et est visiblement couvert de mousses ou de lichens.

Les concentrations en métaux varient dans une large gamme en fonction des matériaux utilisés pour la couverture de la toiture. La corrosion des toitures métalliques ou éléments de toitures métalliques peut conduire à des concentrations très élevées de ce métal dans les eaux de ruissellement. C'est le cas des concentrations en cadmium et en zinc pour les toitures en zinc du bassin versant, le cas des concentrations en cuivre pour les toitures équipées de gouttières en cuivre, le cas des concentrations en plomb pour les toitures présentant des parties en plomb.

- Chaussées

Nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation directe entre l'importance du trafic automobile et la concentration en particules, en matière oxydable, en métaux ou en hydrocarbures dans les eaux de ruissellement de voirie: la rue de Turenne, à forte circulation, présente des concentrations similaires ou inférieures à celles des rues très peu passagères telles que les rues Duval et Marché des Blancs Manteaux. Cependant, la charge des eaux de ruissellement semble dépendre de la fréquentation globale de la rue, des difficultés de circulation et de l'importance des activités commerciales. Les sites Rosiers-Vieille du Temple et St Antoine sont caractérisés par des commerces nombreux, avec dans le cas de la rue des Rosiers de nombreux commerces d'alimentation et de restauration rapide, et un passage piétonnier important. Alors que la rue St Antoine correspond à un grand axe de circulation, avec un flux moyen de 24 000 véhicules par jour, la rue Rosiers-Vieille du Temple présente un flux nettement plus faible mais avec une circulation difficile et fréquemment bloquée (embouteillages liés à l'étroitesse de la rue et aux véhicules de livraison). Les différences entre les rues Duval, Roi de Sicile et Marché des Blancs Manteaux en terme de stationnement et d'état du revêtement ne paraissent pas avoir d'impact sur la concentration des eaux de ruissellement.

2.4. Variabilité des concentrations en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux

2.4.1. Variabilité des concentrations et masses polluantes du ruissellement de toitures en fonction de l'événement pluvieux

Nous avons cherché à relier les concentrations et les masses par unité de surface générées par un événement pluvieux au niveau des différents sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement avec les caractéristiques de cet événement. Les paramètres explicatifs pris en compte sont les paramètres classiquement cités dans la littérature comme déterminant l'accumulation, l'arrachement et l'entraînement des particules.

Il s'agit

- pour les processus d'accumulation, de la durée de temps sec précédant l'événement pluvieux (notée DTS) ;
- pour les processus d'arrachement, de l'intensité maximale sur 0.2 mm de pluie (Imax) ou sur 5 minutes (Imax5), de l'énergie cinétique des gouttes d'eau (Ec). Ec a été calculée au moyen de la relation de Wischmeier, préconisée par [Sempere Torres et al. ; 92] $Ec = (11.9 + 8.73\log I)I\Delta t$ avec Ec en J/m2, I en mm/h et t en h.
- pour les processus d'entraînement, de la hauteur de pluie totale (notée Htot), de l'intensité moyenne (Imoy) et de la durée de pluie (D).

Les coefficients de corrélation simple entre ces paramètres explicatifs et les concentrations moyennes par événement pluvieux sont généralement très faibles. Les paramètres les plus déterminants pour les concentrations en particules et en matière oxydable des eaux de ruissellement de toiture semblent être l'intensité moyenne, la durée de pluie et la durée de temps sec, les coefficients de corrélation pour ces trois paramètres sont synthétisés dans le Tableau 97. Il est à noter que le paramètre Ec n'apporte pas d'amélioration significative des corrélations par rapport au paramètre Imax.

La prise en compte simultanée des trois paramètres explicatifs Imoy, D et DTS, dans une régression multiple linéaire n'améliore que faiblement les résultats. Elle permet d'expliquer 40 à 70% de la variance des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 au niveau d'un site de mesure donné. Dans un certain nombre de cas, le test du caractère significatif des coefficients de l'équation de régression (test du t de Student) montre que le coefficient

associé à Imoy n'est pas significativement différent de 0. Ce phénomène peut être du à la dépendance entre Imoy et D.

Tableau 97: coefficients de corrélation simple entre concentrations des eaux de ruissellement de toiture et caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures Tuile1, Tuile2, Zinc1 et Ardoise1

	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mg/l	DBO5 mg/l
Imoy (mm/h)	0.44 à 0.76	0.26 à 0.59	0.28 à 0.59	0.29 à 0.46
D (h)	- 0.41 à -0.51	-0.43 à -0.51	-0.38 à -0.44	-0.3 à -0.43
DTS (jours)	0.4 à 0.63	0.4 à 0.56	0.52 à 0.78	0.4 à 0.63

Le seul paramètre qui semble déterminant vis à vis des concentrations en métaux lourds des eaux de toiture est la durée de temps sec précédente. Pour les autres paramètres caractérisant l'événement pluvieux les coefficients de corrélation sont variables d'un site à un autre et généralement non significativement différents de zéro.

Tableau 98: coefficients de corrélation simple entre concentrations des eaux de ruissellement de toiture et caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures Tuile1, Tuile2, Zinc1 et Ardoise1

	Cd µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	Zn µg/l
DTS (jours)	0.4 à 0.9	0.3 à 0.8	0.3 à 0.8	0.7 à 0.9

Pour les concentrations en hydrocarbures, aucune corrélation n'a pu être établie avec les caractéristiques de l'événement pluvieux.

Les masses totales entraînées au cours d'une pluie par unité de surface présentent une meilleure corrélation avec les caractéristiques de l'événement pluvieux que les concentrations. Les paramètres les plus significatifs du point de vue de la masse de particules, de matière oxydable et de métaux entraînée dans les eaux de ruissellement de toiture sont la hauteur de pluie totale, l'intensité maximale et la durée de temps sec précédent l'événement pluvieux. Là encore, aucune relation n'a pu être établie pour les hydrocarbures.

Tableau 99: coefficients de corrélation entre les masses par pluie et par unité de surface dans les eaux de toiture et les caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures initiales

	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kg/ha	DBO5 kg/ha
Imax5 (mm/h)	0.6 à 0.9	0.6 à 0.8	0.6 à 0.7	0.6 à 0.7
Htot (mm)	0.6 à 0.7	0.6 à 0.8	0.6 à 0.8	0.7 à 0.8
DTS (jours)	0.3 à 0.7	0.4 à 0.7	0.5 à 0.7	0.3 à 0.7
	Cd g/ha	Cu g/ha	Pb g/ha	Zn g/ha
Imax5 (mm/h)	0.2 à 0.6	0.5 à 0.9	0.4 à 0.9	0.5 à 0.6
Htot (mm)	0.6 à 0.7	0.5 à 0.7	0.5 à 0.8	0.6 à 0.6
DTS (jours)	0.2 à 0.5	0.4 à 0.5	0.3 à 0.5	0.2 à 0.6

La prise en compte simultanée des trois paramètres Imax5, Htot et DTS dans une régression linéaire multiple permet d'expliquer 63 à 88% de la variance des masses de particules et de matière oxydable entraînées sur un site de toiture et 53% à 77% de la variance des masses de métaux.

2.4.2. Variabilité des concentrations et masses polluantes du ruissellement de chaussée en fonction de l'événement pluvieux

Seules les paramètres MES, MVS, DCO et DBO5 seront considérés dans ce paragraphe, le nombre d'événements étudiés sur chaque site de mesure étant insuffisant pour les métaux et les hydrocarbures.

Les paramètres les plus significatifs pour la concentration des eaux de ruissellement de chaussée diffèrent d'une chaussées à l'autre. Ce sont:

Imax, Imax5, Ec	pour la rue St Antoine;
Imoy	pour les rues Roi de Sicile et Turenne;
Htot	pour Duval, Marché des Blancs Manteaux, Turenne, St Antoine;
D	pour Duval, Marché des Blancs Manteaux, Turenne;
DTS	pour Rosiers et Roi de Sicile, ainsi que pour Turenne et Marché des Blancs Manteaux dans le cas de la DCO et de la DBO5.

Pour certaines rues échantillonnées, il ne semble y avoir aucune corrélation entre la concentration des eaux de ruissellement et la durée de temps sec. Il est vraisemblable que le nettoyage de la voirie interfère dans les mécanismes d'accumulation. Cependant nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation entre la durée depuis le précédent nettoyage et les concentrations des eaux de ruissellement de voirie. On observe, pour quatre des six rues étudiées, une diminution des concentrations avec la hauteur d'eau et la durée de pluie, ce qui traduit un phénomène de dilution des masses polluantes. Seule la rue St Antoine présentent une corrélation avec l'intensité maximale de pluie, cependant le coefficient de corrélation négatif indique une diminution et non une augmentation des concentrations avec l'intensité maximale de pluie.

Tableau 100: coefficients de corrélation entre concentration des eaux de ruissellement de chaussée et caractéristiques de l'événement pluvieux

	Site pris en compte	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mg/l	DBO5 mg/l
Imax5 (mm/h)	St Antoine	- 0.45	-0.51	-0.57	-0.62
Imoy (mm/h)	Roi de Sicile; Turenne	0.65 à 0.68	0.59 à 0.60	0.49 à 0.52	0.39 à 0.64
Htot (mm)	Duval, Marché des Blancs Manteaux, Turenne, St Antoine	-0.36 à -0.49	-0.44 à -0.54	-0.42 à -0.65	-0.49 à -0.6
D (h)	Duval, Marché des Blancs Manteaux, Turenne	-0.44 à -0.57	-0.44 à -0.54	-0.32 à -0.62	-0.1 à -0.57
DTS (jours)	Rosiers et Roi de Sicile + Turenne et Marché des Bl. Manteaux (DCO et DBO5)	0.46 à 0.89	0.45 à 0.92	0.43 à 0.94	0.49 à 0.76

En terme de corrélation entre les masses engendrées, par pluie et par unité de surface, et les caractéristiques de l'événement pluvieux, les résultats diffèrent à nouveau suivant le site considéré. Dans l'ensemble, les coefficients de corrélation restent faibles. Les paramètres explicatifs les plus significatifs sont:

Htot: pour l'ensemble des sites

Imax, Imax5, Ec : pour les rues Rosiers, Roi de Sicile, Turenne, Marché des Blancs Manteaux, Duval (uniquement pour MES et MVS)

Durée: pour les rues Marché des Blancs Manteaux, Turenne, St Antoine et Roi de Sicile

DTS: pour la rue Roi de Sicile.

Tableau 101 : coefficients de corrélation entre masses par événement pluvieux et caractéristiques de l'événement pluvieux

	Sites pris en compte	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kg/ha	DBO5 kg/ha
Htot (mm)	tous sites	0.34 à 0.86	0.31 à 0.88	0.41 à 0.83	0.65 à 0.88
Imax5 (mm/h)	Rosiers, Roi de Sicile, Turenne, Marché des Blancs Manteaux + Duval (MES, MVS)	0.43 à 0.64	0.37 à 0.51	0.47 à 0.54	0.5 à 0.58
D (h)	Marché des Blancs Manteaux, Turenne, Roi de Sicile	0.2 à 0.44	0.37 à 0.55	0.38 à 0.53	0.27 à 0.45
DTS (jours)	Roi de Sicile	0.41	0.41	0.42	

2.4.3. Conclusion sur la variabilité en fonction de l'événement pluvieux

Les concentrations des eaux de ruissellement de toiture peuvent être reliées à l'accumulation de polluants durant la période de temps sec précédent l'événement pluvieux et, dans le cas des particules en suspension et de la matière organique, à la capacité d'entraînement de l'événement pluvieux (intensité moyenne). On note par ailleurs, pour les paramètres MES, MVS, DCO et DBO5, une dilution des effluents avec la durée de pluie. Les masses totales, par pluie et par unité de surface, entraînées par les eaux de ruissellement de toiture peuvent être reliée à l'accumulation de polluants durant le période de temps sec précédente (DTS), à la capacité d'érosion de la pluie (Imax) et au volume écoulé (Htot). Cependant, ces paramètres ne suffisent pas à expliquer la variabilité des masses et surtout des concentrations des eaux de ruissellement de toiture d'un événement pluvieux à l'autre.

Dans le cas du ruissellement de chaussée, on note que les caractéristiques des événements pluvieux que nous avons considérées n'expliquent qu'une assez faible partie de la variabilité des concentrations moyennes par événement. Les phénomènes en jeu paraissent très complexes. Il nous semble en particulier que la seule durée de temps sec précédente ne permet pas d'évaluer la masse de polluants disponible sur la chaussée au début de l'événement pluvieux et qu'il faudrait tenir compte également :

- des caractéristiques du ou des événements pluvieux précédents,
- de l'importance des retombées atmosphériques durant la période de temps sec,
- de la pollution des eaux de pluie,
- de l'incidence du nettoyage pour les chaussées, de celle du vent pour les toitures.

Par ailleurs, au niveau des eaux de ruissellement de voirie, les aléas peuvent être importants: des rejets ponctuels sur la voirie, accidentels ou volontaires, sont susceptibles d'interférer dans cette étude de corrélation.

Rappelons enfin que nos mesures de concentrations et de pluviométrie sont entachées d'incertitudes, qui se répercutent sur la qualité des relations obtenues.

Pour aller plus loin dans la compréhension des mécanismes d'érosion et d'entraînement de la pollution accumulée sur les surfaces urbaines il serait sans doute nécessaire de travailler à de plus petites échelles d'espace mais aussi à de plus petites échelles de temps.

3. REPARTITION DE LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT ENTRE LA PHASE DISSOUTE ET LA PHASE PARTICULAIRE

3.1. Proportion de matière oxydable liée aux particules

3.1.1. Ordre de grandeur

Le Tableau 102 synthétise les résultats concernant la répartition de la matière oxydable des eaux de ruissellement entre les phases dissoute (< 0.45 µm) et particulaire (> 0.45 µm).

Tableau 102 : proportion de DCO et de DBO5 liée sur les particules

	% DCO particulaire			% DBO5 particulaire		
	1er décile	médiane	9ème décile	1er décile	médiane	9ème décile
toitures	34	59	81	25	49	73
cours	39	58	76	36	58	77
chaussées	56	74	85	47	66	79

La proportion de matière organique sous forme dissoute est généralement loin d'être négligeable dans les eaux de ruissellement du Marais. Cependant, la répartition de la matière organique entre les phases dissoute et particulaire fluctue dans une large gamme d'un événement pluvieux à l'autre. Si le pourcentage de matière organique liée aux particules est en général supérieur à 50% pour le ruissellement de chaussée, il est en revanche inférieur à 50% dans plus de 30% des échantillons d'eaux de ruissellement de cours et de toitures.

3.1.2. Variabilité de cette répartition en fonction du site d'échantillonnage

3.1.2.1. Cas des cours et des toitures

Pour les eaux de ruissellement de toitures et de cours, le taux de matière oxydable liée aux particules est extrêmement variable d'une pluie à une autre et, pour une même pluie, d'un site de mesure à un autre. Comme le montrent les graphes de la Figure 80 (ainsi que les graphes en annexe) il ne parait pas y avoir de relation stable du point de vue de la répartition dissous-particulaire entre les différents sites de mesure.

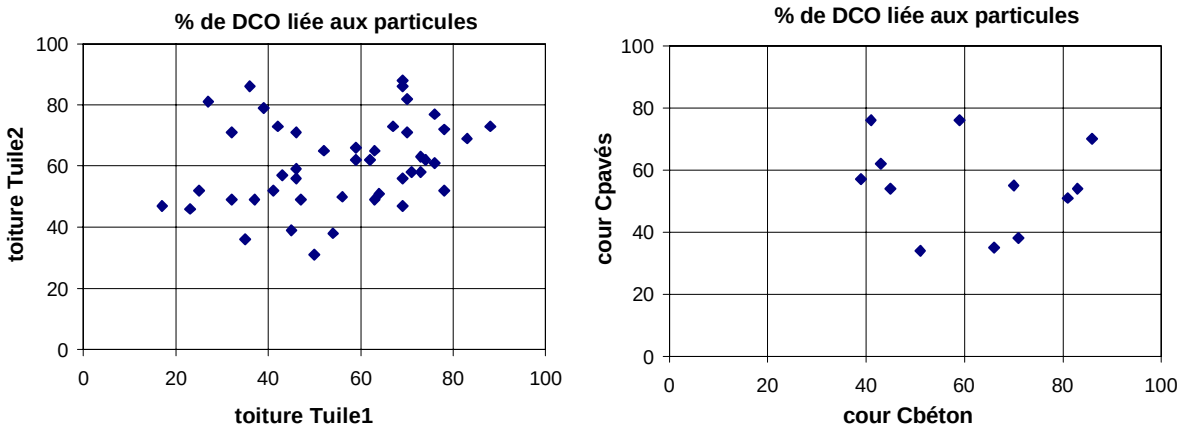


Figure 80: comparaison du % DCO particulaire au niveau de différents sites de mesure

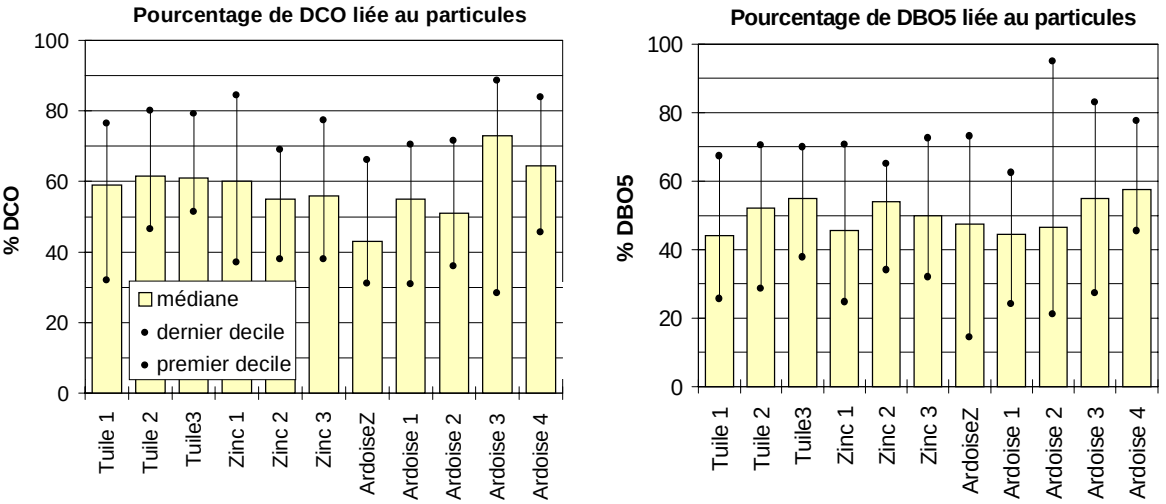


Figure 81: pourcentage de matière oxydable liée aux particules, pour les onze sites de toiture

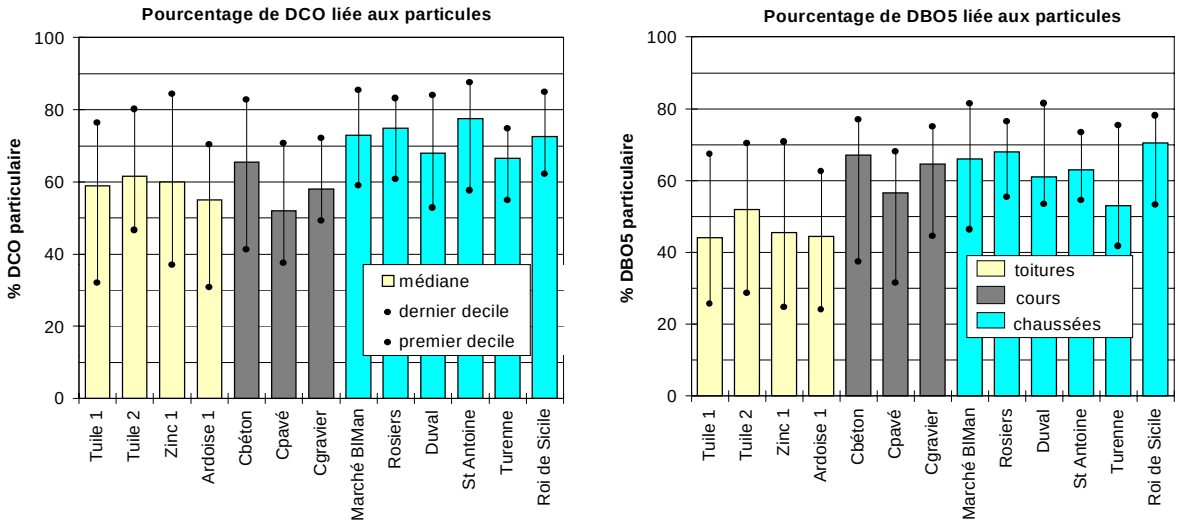


Figure 82 : comparaison des pourcentage de matière oxydable liée aux particules pour les différents sites de mesures

Cependant, les valeurs médianes du pourcentage de DCO et de DBO5 liée aux particules ainsi que leurs plages de variation sont comparables pour la plupart des 11 sites de toiture et chacune des trois cours. Ces valeurs médianes sont de 50% à 65% pour la DCO, à l'exception des toits ArdoiseZ et Ardoise3 avec des médianes respectives de 43% et de 73%. Elles sont de 45 à 58% pour la DBO5. Pour 10% des événements pluvieux, le taux de matière oxydable dissoute excède 60 à 70% alors qu'à l'opposé 10% des événements sont caractérisés par une pollution oxydable liée aux particules à plus de 65%.

3.1.2.2. Cas des chaussées

Dans les eaux de ruissellement de voirie, la proportion de matière oxydable fixée aux particules est en générale supérieure à celle mesurée pour les toitures et les cours (voir Figure 81). Par ailleurs, on note qu'elle est légèrement plus élevée pour la DCO que pour la DBO5. La valeur médiane varie de 68 à 78%, en fonction du site de mesure, pour le pourcentage de DCO particulaire et de 54 à 71% pour le pourcentage de DBO5 particulaire. Cette répartition subit des fluctuations moins importante d'une pluie à une autre et d'un site à un autre que dans le cas des cours et des toitures. Le coefficient de variation du pourcentage de DCO particulaire est de 0.16 pour les chaussées alors qu'il est de 0.25 pour les cours et de 0.3 pour les toitures. La fraction particulaire est supérieure à 50% pour 90% des événements pluvieux.

3.1.3. Relations entre la proportion de matière oxydable particulaire et différentes caractéristiques de l'effluent

La proportion de matière organique sous forme particulaire n'est que très faiblement reliée aux valeurs des concentrations totales en MES, DCO et DBO5 ou au rapport entre concentrations totales MES/DCO et MES/DBO5. Pour les sites de toiture Zinc1, Tuile1, Tuile2 et pour les rues Duval et St Antoine, il semble y avoir une augmentation de la proportion de pollution particulaire lorsque les concentrations augmentent. Ce phénomène n'est pas visible pour les autres sites. Pour certains sites (toitures Tuile1, Tuile2, Ardoise1, cour Cbéton, rues Rosiers, Marché des Blancs Manteaux, Turenne) on observe une augmentation du pourcentage de DCO fixé aux particules lorsque le rapport entre la concentration en solides et la concentration totale en DCO augmente.

Aucune corrélation n'a pu être établie entre les caractéristiques de l'événement pluvieux et le pourcentage de matière oxydable lié aux particules.

3.2. Proportion de micro polluants liée aux particules

3.2.1. Ordre de grandeur

Le Tableau 103 synthétise les résultats concernant la répartition des métaux et des hydrocarbures des eaux de ruissellement entre les phases dissoute (< 0.45 µm) et particulaire (> 0.45 µm).

Tableau 103: proportion de métaux et d'hydrocarbures liée aux particules dans les eaux de ruissellement du Marais

	Toitures			Cours			Chaussées		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
% Cdp / Cd	6	28	73	41	90	99	56	83	94
% Cup / Cu	10	51	82	37	65	84	3	67	86
% Pbp / Pb	46	85	96	74	92	97	90	97	99
% Znp / Zn	1	11	40	14	46	90	18	52	81
% Hcp / Hc	53	86	98	58	91	98	56	84	98

Pour le plomb et les hydrocarbures, la fraction particulaire est majoritaire dans la plupart des cas, quel que soit le type d'eau de ruissellement considéré. Le pourcentage médian de plomb et d'hydrocarbures liés aux particules pour chaque type de ruissellement est supérieur à 84%. Ce résultat est conforme aux valeurs citées dans la littérature pour les eaux de toiture ([Quek et Förster ; 93], [LHRSP ; 94], cités dans le tableau 59 du chapitre 2.1) et pour les eaux de voirie ([Astruc et al. ; 79], [Herrmann et al. ; 92], [Balades et al. ; 94], cités dans le tableau 63 du chapitre 2.1).

Pour le cadmium, le cuivre et le zinc, la répartition entre les fractions dissoute et particulaire est très fluctuante d'un événement à un autre et d'un site à un autre, ce qui explique sans doute les résultats divergents trouvés dans la littérature (voir tableau 63 au chapitre 2.1).

Dans les eaux de ruissellement des cours et des chaussées du Marais, les solides sont le principal vecteur de cadmium, tandis qu'aucune tendance ne se dégage pour le zinc et le cuivre.

En revanche, dans les eaux de ruissellement de toiture, la proportion de cadmium, cuivre et zinc sous forme dissoute domine. Elles est supérieure à 50% dans 48% des échantillons d'eaux de toiture pour le cuivre, dans 70% des échantillons pour le cadmium et dans 96% des échantillons pour le zinc. La répartition des métaux entre les phases dissoute et particulaire, en médiane pour les eaux de ruissellement de toiture du Marais, est comparable aux valeurs citées par [Quek et Förster ; 93] (voir tableau 59 au chapitre 2.1).

La plus forte proportion de métal dissous dans les eaux de toiture est à relier à un pH légèrement plus faible que pour les eaux de ruissellement des cours et des chaussées, mais surtout à des concentrations métalliques nettement plus élevées associées à des concentrations faibles en MES, ce qui limite les possibilités d'adsorption.

3.2.2. Variabilité de la répartition dissous-particulaire en fonction du site de mesure

3.2.2.1. Cas des toitures

Dans le cas du ruissellement de toiture, la répartition dissous / particulaire diffère significativement d'un site à un autre.

Le pourcentage de cadmium et de plomb sous forme dissoute est nettement plus important au niveau des toitures générant des concentrations très élevées de ce métal du fait de la corrosion des matériaux de toiture : c'est le cas des toitures en zinc pour les paramètres cadmium et des toitures Tuile 3, Ardoise 1 et Ardoise 3 (présentant des parties en plomb) pour le paramètre plomb. Ce phénomène, qui est illustré en Figure 83, est moins net pour les concentrations en zinc.

Le pourcentage médian de particulaire varie en fonction de la toiture considérée entre 30% et 75% pour le cuivre et entre 66 et 91% pour les hydrocarbures, sans que ces différences aient pu être reliée aux caractéristiques de la toiture (Figure 84). Une analyse plus fine des propriétés chimiques de l'effluent (pH, potentiel redox, concentrations en ions majeurs..) serait nécessaire pour comprendre ces différences.

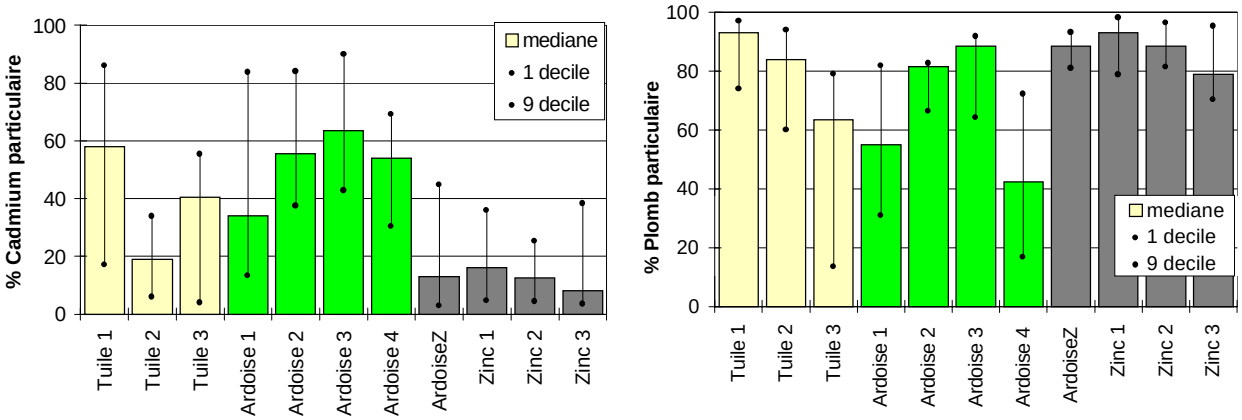


Figure 83: ordre de grandeur du pourcentage de cadmium et de plomb lié aux particules, pour les différentes toitures étudiées

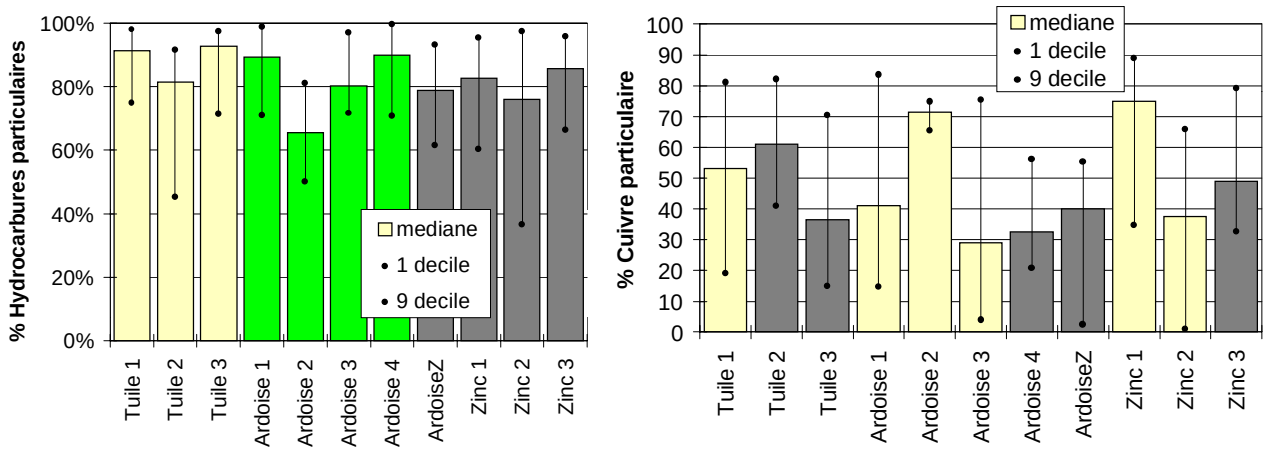


Figure 84: ordre de grandeur du pourcentage d'hydrocarbures et de cuivre liés aux particules, pour les différentes toitures étudiées

3.2.2.2. Cas des cours et des chaussées

A l'exception du plomb pour lequel la fraction particulaire médiane représente plus de 90% quel que soit le site de cour ou de chaussée, la proportion médiane de métal particulaire varie considérablement d'un site à un autre. Elle semble plus élevée pour les trois chaussées Rosiers, Duval, St Antoine, échantillonnées en 1996, que pour les trois chaussées Marché des Blancs Manteaux, Roi de Sicile et Turenne, échantillonnées en 1997. Cependant, nous ne pouvons affirmer si ces différences sont dues aux sites de mesures ou aux différences de périodes d'échantillonnage.

Là encore, les données dont nous disposons ne permettent pas d'expliquer ces variations.

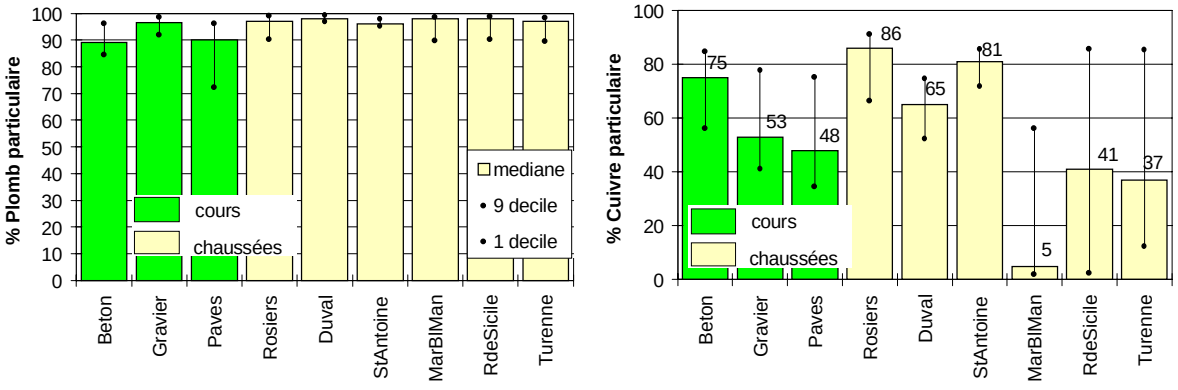


Figure 85: ordre de grandeur du pourcentage de plomb et de cuivre liés aux particules, pour les différentes cours et chaussées étudiées

3.3. Conclusion sur la répartition de la pollution des eaux de ruissellement entre fractions dissoute et particulaire

La grande variabilité des concentrations totales des eaux de ruissellement (coefficient de variation de l'ordre de 0.8 pour la DCO et la DBO5) s'accompagne d'une forte variabilité à la fois des concentrations dissoutes et des concentrations particulaires (coefficients de variation de 0.7 à 1 pour la DCO et la DBO5), mais aussi d'une variabilité de la répartition entre fraction dissoute et particulaire.

Au niveau des toitures, seuls le plomb et les hydrocarbures sont majoritairement sous forme particulaire. Pour la DCO et la DBO5 la répartition est trop fluctuante pour permettre de conclure. Pour le cadmium, le cuivre et le zinc, la fraction dissoute domine dans la majorité des cas.

Au niveau des eaux de ruissellement de chaussée, et pour 90% des échantillons moyens analysés, plus de 90% de la concentration totale en plomb est sous forme particulaire, tandis que la proportion de cadmium, d'hydrocarbures, de DCO et de DBO5 liée aux particules est supérieure à 50%. En revanche, pour le zinc et le cuivre les fortes divergences d'un site à un autre ne permettent pas de dégager des tendances.

Dans le cas des eaux de ruissellement du Marais, et contrairement à ce qui a pu être mesuré par [Chebbo ; 92] pour les effluents à la sortie d'un réseau séparatif, les particules en suspension ne constituent pas toujours le principal vecteur de pollution et la proportion de pollution sous forme dissoute est loin d'être négligeable. Un traitement de ces eaux de ruissellement qui viserait uniquement l'élimination des MES, par décantation ou filtration, conduirait certes à une réduction assez importante des flux de plomb et d'hydrocarbures mais serait d'une efficacité tout à fait aléatoire pour la réduction des flux de matière organique, de cadmium, de cuivre et de zinc.

4. CARACTERISTIQUES DES PARTICULES EN SUSPENSION

4.1. Teneurs en matière organique

4.1.1. Ordre de grandeur

La teneur en matière organique des particules a été évaluée au moyen des rapports MVS / MES (g / g), DCOparticulaire / MES (gO2 / g) et DBO5particulaire / MES (gO2 / g).

Tableau 104: teneurs en matière organique des particules transportées par les eaux de ruissellement

	MVS / MES (g / g)			DCO part / MES (gO2 / g)			DBO5part / MES (gO2 / g)		
	1er déc.	médiane	9ème déc.	1er déc.	médiane	9ème déc.	1er déc.	médiane	9ème déc.
toitures	29	44	58	0.45	0.77	1.49	0.04	0.10	0.25
cours	18	66	73	0.25	1.06	1.80	0.08	0.13	0.37
chaussées	45	58	66	0.72	1.05	1.44	0.10	0.19	0.36

La teneur en matière organique des eaux de ruissellement du Marais parait relativement élevée. La valeur médiane en MVS de 44% mesurée pour les eaux de ruissellement de toiture est comparable aux teneurs en MVS de 30 à 40% citées par [Artières ; 87] pour les toitures d'Entzheim. En revanche, la teneur en MVS des eaux de ruissellement de voirie du Marais est nettement supérieur aux ordres de grandeur de 18 à 35% cités dans la littérature pour une avenue de Paris ([Ranchet et al.; 93]) et des chaussées de Toulouse ([Chebbo; 92]). Ces taux de MVS élevés dans le cas des chaussées du Marais peuvent s'expliquer par

- le mode d'occupation du sol propre à un centre ville : résidentiel avec des commerces nombreux, fréquentation piétonne importante, chiens nombreux ;
- l'absence de zones non imperméabilisées en bordure de voirie qui constituent fréquemment par temps de pluie une source de particules minérales ;
- l'absence de chantiers importants à proximité ;
- la teneur élevée en matières volatiles dans les retombées atmosphériques du Marais. Cette teneur a été évaluée grossièrement à partir de l'analyse des particules contenues dans les eaux de pluie collectées à la sortie du pluviographe (correspondant aux particules contenues dans l'eau de pluie et au lessivage des poussières accumulées par temps sec sur l'impluvium). Le rapport MVS / MES de ces particules était de l'ordre de 60 à 80%.

On note des teneurs en matière organique légèrement plus faibles pour les particules des eaux de ruissellement de toiture que pour les particules des cours Cbéton, Cpavé et des chaussées, avec notamment des teneurs médianes en DBO5 deux fois plus élevées pour les ruissellement de chaussée que pour le ruissellement de toiture.

Les teneurs en matières volatiles et en DCO des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée sont comparables à celles observées pour les MES des eaux de lavage. Par ailleurs, les teneurs en DBO5 des matières en suspension dans les eaux de lavage sont nettement supérieures à celles mesurées pour les eaux de ruissellement. Le balayage est en effet susceptible de désagréger et de pousser vers l'avaloir des solides biodégradables de grande taille, notamment des déjections canines, qui sont difficilement remises en suspension par les eaux de pluie.

4.1.2. Variabilité des teneurs en matière organique en fonction du site de mesure

Au niveau des toitures, les ordres de grandeur des teneurs en matière organique varient d'un site a un autre (médiane de 37% à 56% pour les MVS, voir Figure 86). La comparaison des toitures deux à deux, pour les seules pluies échantillonnées en commun, au moyen du test de Wilcoxon met en évidence:

- un taux de matières volatiles plus élevé pour le toit Ardoise3 que pour les autres toits. Rappelons que ce toit était également caractérisé par des concentrations en DCO supérieures aux autres sites et reçoit probablement des particules organiques en provenance de la végétation qui le surplombe.
- un taux de matières volatiles plus faible pour les toits Tuile1 et Zinc3 que pour les autres sites. Pour le toit Tuile1 ceci pourrait s'expliquer par l'érosion de particules de tuile (ce toit a été couvert à neuf en début d'étude et, pour les premières pluies, des particules de tuile étaient visibles dans l'échantillon).

Parmi les trois cours étudiées, la cour Cgravier se démarque par des particules très peu organiques (%MVS/MES= 15% en médiane). Ces particules proviennent en grande part de l'entraînement de terre et de graviers. Les particules échantillonnées dans la cour Cbéton sont plus organiques que celles de la cour Cpavé, ce qui est imputable à la présence de végétation et de pigeons.

Au niveau des chaussées, des différences apparaissent en fonction du site d'échantillonnage, en particulier pour les teneurs en DCO et en DBO5, cependant une partie de cette variabilité

est imputable aux différences de périodes d'échantillonnage. La comparaison des sites de mesures deux à deux , pour les pluies communes, au moyen du test de Wilcoxon montre que:

- les teneurs en matière organique au niveau des quatre rues Rosiers, Duval, Marché des Blancs Manteaux et Roi de Sicile ne sont pas statistiquement différentes;
- les teneurs sont plus faibles pour les rues Turenne et St Antoine.

Il semblerait donc que les particules entraînées au niveau des rues à forte circulation automobile soient plus minérales.

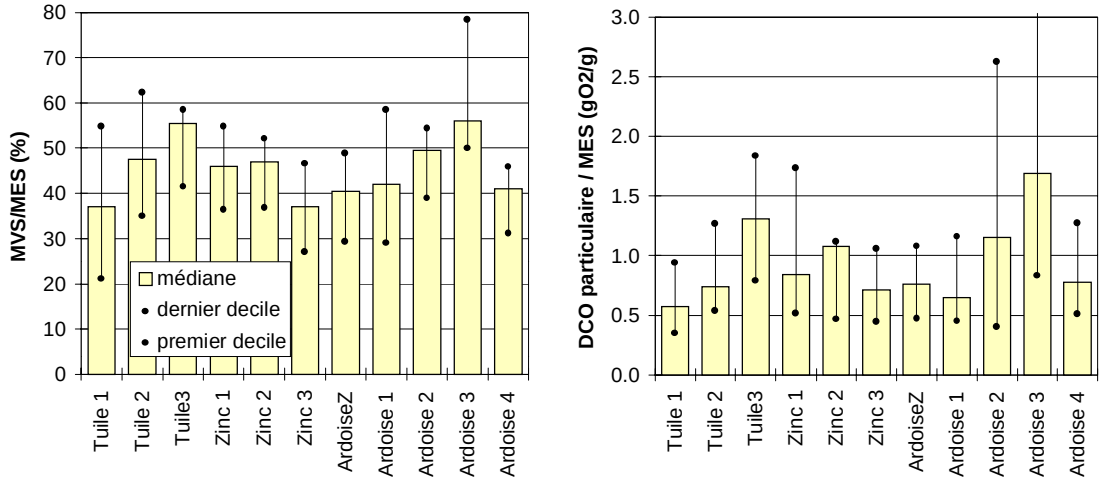


Figure 86: teneurs en matière organique des particules en suspension dans les eaux de ruissellemnt des onze toitures

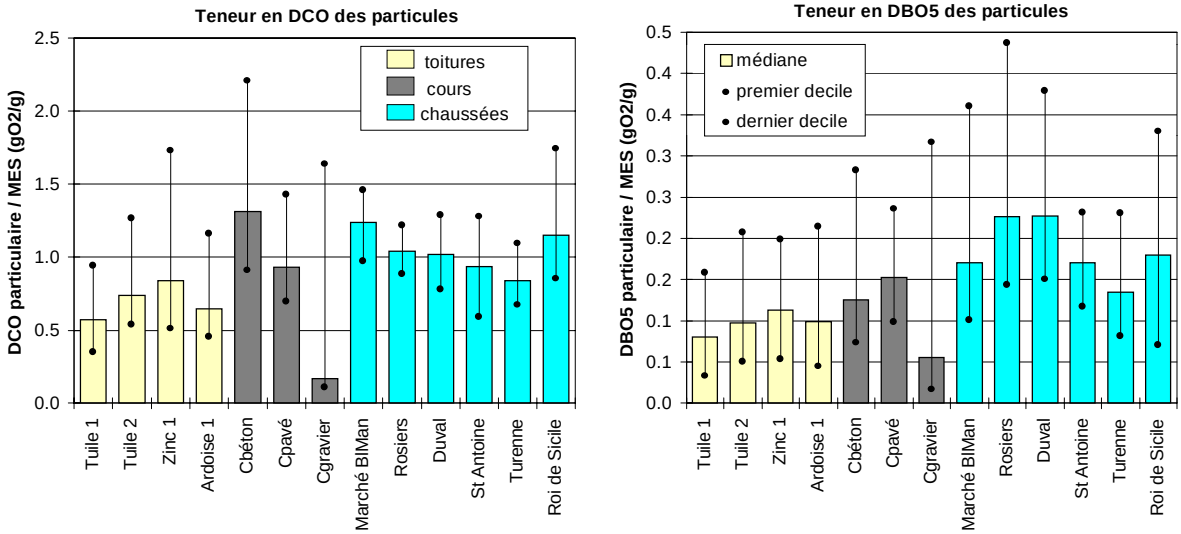


Figure 87: comparaison des teneurs en matière organique des particules pour les différents sites de mesures

Pour une pluie donnée, les teneurs en DCO et en DBO5 diffèrent d'un site de mesure à un autre. Comme on peut le constater dans l'exemple de la Figure 88, on n'observe pas de relation stable entre les teneurs de DCO ou de DBO5 mesurées en deux sites différents pour les même pluies. Les teneurs en MVS sont quant à elles mieux reliées.

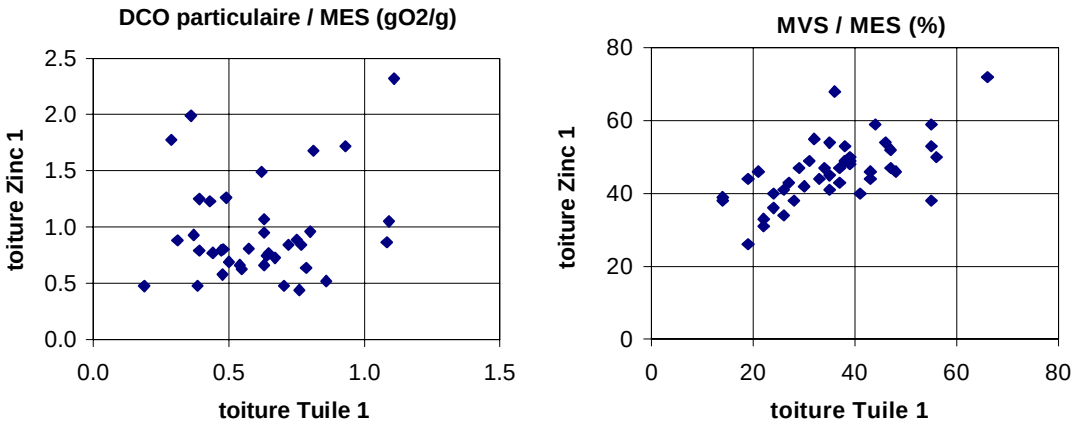


Figure 88: comparaison des teneurs en DCO et en MES au niveau de deux sites de toitures

4.1.3. Variabilité en fonction de l'événement pluvieux

Si les teneurs en matières volatiles restent relativement stables d'un événement pluvieux à l'autre, avec un coefficient de variation de 0.15 à 0.26 suivant le site de mesure, les teneurs en DCO et en DBO5 sont quant à elles très variables, avec des coefficients de variation de 0.6 à 1.2 pour les cours et les toitures, de 0.3 à 0.5 pour les chaussées. La nature des particules entraînées au cours des différentes pluies au niveau des chaussées est plus stable qu'au niveau des cours et des toitures.

Pour les trois types d'eaux de ruissellement nous avons observé une tendance à la diminution du taux de matières volatiles en fonction de l'intensité de pluie (R= -0.38 à –0.69). En effet, les pluies de plus forte intensité génèrent des débits ayant une capacité de remise en suspension et de transport plus élevée, ce qui permet l'entraînement de particules minérales sont sollicitées par les pluies plus faibles.

Aucune tendance n'a pu être mise en évidence pour les teneurs en DCO et en DBO5. Par ailleurs on ne note pas de corrélation forte entre teneurs en MVS, en DCO et en DBO5.

A notre avis, une partie de la dispersion des résultats concernant les teneurs en DCO et en DBO5 est imputable à l'incertitude de mesure. Celle ci a été estimée à ± 10 % à partir d'un test de répétabilité effectué sur un échantillon d'eau usées, mais peut être nettement plus

élevées dans le cas des très faibles concentrations en DBO5 des eaux de toiture. L'incertitude sur les teneurs en MVS est quant à elle relativement faible, de l'ordre de ± 5 %.

4.2. Teneurs particulaires en métaux et en hydrocarbures

4.2.1. Ordre de grandeur

Les teneurs particulaires en métaux et en hydrocarbures (Tableau 105), tout comme les concentrations totales, varient dans une large gamme d'un échantillon à un autre. C'est au niveau des eaux de toitures que cette variabilité est la plus élevée avec des différences d'un facteur 12 pour le plomb à 130 pour le zinc entre le 1er et le 9ème décile. Au niveau des cours et surtout des chaussées, les teneurs particulaires sont plus stables. Les teneurs en métaux et en hydrocarbures les plus élevées ont été mesurées pour le ruissellement de toiture.

Tableau 105 : ordre de grandeur des teneurs en métaux et en hydrocarbures des particules transportées par les eaux de ruissellement du Marais

Teneurs en mg/g	Toitures			Cours			Chaussées		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
Cdp/MES	0.002	0.011	0.073	0.001	0.01	0.017	0.003	0.004	0.008
Cup/MES	0.19	1.2	4.1	0.10	0.27	0.81	0.01	0.50	0.93
Pbp/MES	4.6	12.1	54.8	0.5	1.4	5.9	1.0	1.8	2.7
Znp/MES	0.8	10.5	104.2	0.7	3.4	13.5	1.8	3.3	5.9
Hcp/MES	4.5	21.0	78.4	2.6	9.2	70.2	2.7	6.4	41.6

Les teneurs métalliques médianes dans les eaux de ruissellement de toitures du Marais sont très nettement supérieures aux valeurs citées par [Artières ; 87] pour les toitures d'Entzheim (Tableau 106). Cette différence n'est pas très surprenante puisqu'il s'agit dans un cas de toitures en centre ville d'une grande agglomération et dans l'autre des toitures d'un village en zone rurale.

Tableau 106: rappel des données bibliographiques concernant les teneurs en métaux et hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toitures et de chaussées

Teneurs en mg/g	Cd	Cu	Pb	Zn	Hc
Toitures d'Entzheim [Artières ; 87]	0.004	0.034	-	2.2	-
Chaussées [Herrmann et al. ; 92], [Balades et al. ; 94], [Montrejaud-Vignoles et al. ; 95], [Gautier ; 98]	0.006 à 0.04	0.16 à 0.4	0.2 à 2.5	0.6 à 14	1.4 à 2

Les teneurs métalliques des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée du Marais sont comparables aux valeurs citées dans la littérature (Tableau 105 et Tableau 106). On notera cependant que les teneurs en cadmium sont dans la tranche basse de la fourchette des données bibliographiques tandis que les teneurs en plomb sont dans la

tranche supérieure. Les teneurs en hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée du Marais sont quant à elles nettement supérieures aux valeurs citées par [Balades et al. ; 94] et par [Gautier ; 98].

Les teneurs en métaux et hydrocarbures des particules entraînées par les eaux de ruissellement en moyenne sur une pluie, sont équivalentes ou supérieures aux teneurs qui ont été mesurées pour les eaux de nettoyage de la voirie. Il est en effet probable que la pluie entraîne préférentiellement les particules les plus fines qui, d'après la littérature, sont les plus riches en micropolluants.

Tableau 107: teneurs maximales en métaux lourds pour l'utilisation agricole des boues, selon la norme NF U44-041

Cadmium (mg/g)	Cuivre (mg/g)	Plomb (mg/g)	Zinc (mg/g)
0.02	1	0.8	3

La comparaison avec les teneurs métalliques maximales autorisées pour l'utilisation agricole des boues met en évidence la forte contamination des particules en suspension dans les eaux de ruissellement du Marais. En effet, la teneur maximale de 0.8 mg/g de plomb fixée par la norme NF U44-041 est dépassée pour la quasi-totalité des échantillons d'eaux de ruissellement du Marais, tandis que la teneur maximale de 3 mg/g de zinc est dépassée pour 53 à 68% des échantillons suivant le type d'eau de ruissellement. Les teneurs en cadmium et en cuivre des particules provenant des cours et des chaussées sont généralement inférieures aux seuils fixés pour l'utilisation agricole des boues. Ce seuil est en revanche dépassé dans 28% des échantillons de toiture pour le cadmium et 54% des échantillons de toiture pour le cuivre.

4.2.2. Variabilité des teneurs en métaux et hydrocarbures en fonction du site d'échantillonnage

On note des différences très marquées de teneurs métalliques des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toiture en fonction de la toiture étudiée. Cette différence est reliée aux différences observées d'un toit à un autre pour les concentrations métalliques totales. Les teneurs particulaires d'un métal sont nettement plus élevées pour les toitures générant de très fortes concentrations totales de ce métal, c'est le cas :

- des toits couverts en zinc pour les teneurs particulaires en zinc et en cadmium (Figure 89),
- des toits équipés de gouttières en cuivre pour les teneurs en cuivre (Figure 90),
- des toits Tuile 3, Ardoise 1, 2 et 4 pour les teneurs en plomb (Figure 90).

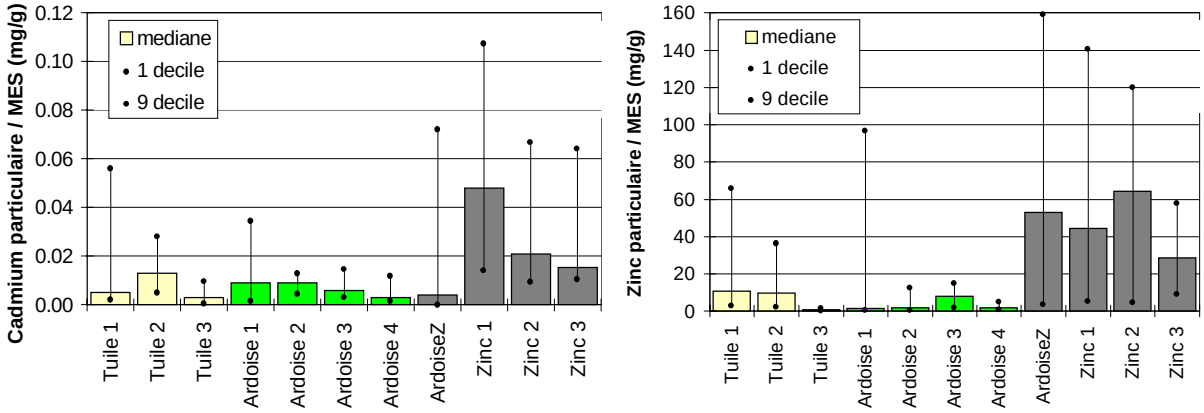


Figure 89 : ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en zinc des particules en suspension dans les eaux de ruissellement des différentes toitures

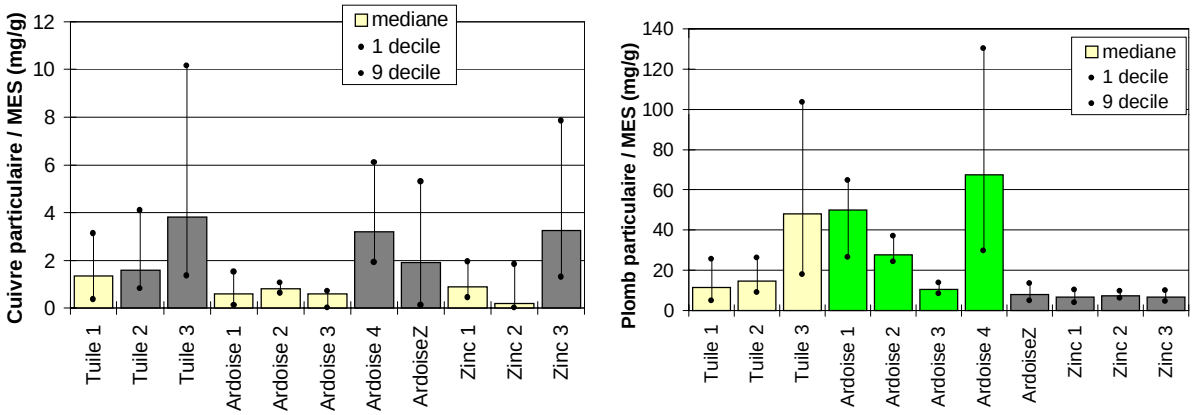


Figure 90 : ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en zinc des particules en suspension dans les eaux de ruissellement des différentes toitures

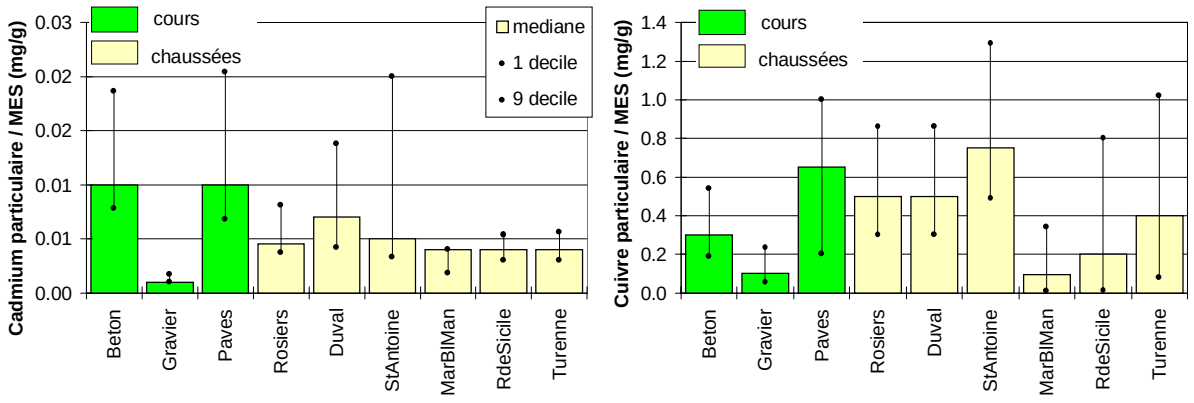


Figure 91: ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en cuivre pour les différents sites d'échantillonnage de cours et de chaussées

Pour les teneurs particulaires en hydrocarbures, on n'observe pas de différences systématiques en fonction de la toiture.

Les différentes chaussées étudiées ne font pas apparaître de différence nette en terme de teneurs en cadmium, plomb et zinc.

Pour les cours, la cour gravier se distingue des deux autres sites par des teneurs métalliques nettement inférieures, ce qui peut être relié à des concentrations métalliques plus faibles pour cette cour associées à des concentrations en MES beaucoup plus élevées que pour les deux autres sites.

4.3. Vitesses de chute des particules de chaussée

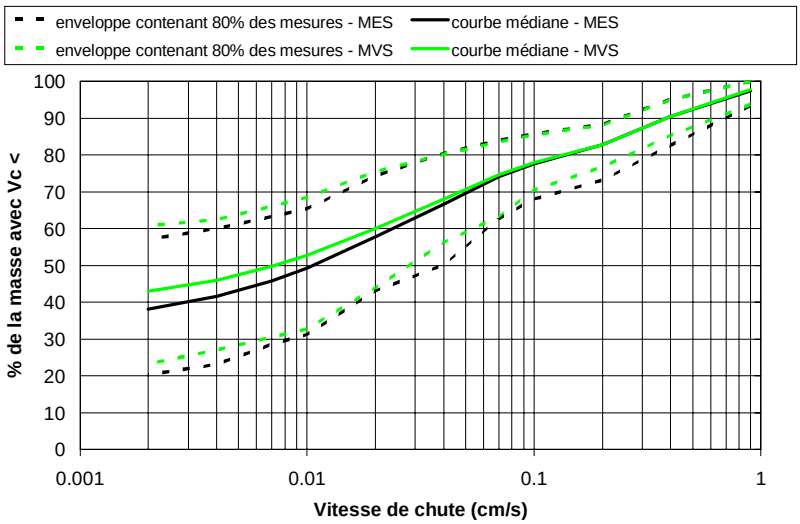
4.3.1. Ordre de grandeur

Les vitesses de chute des particules en suspension ont été mesurées sur des échantillons moyens d'eaux de ruissellement de voirie, collectés au cours de 23 événements pluvieux, au niveau de 1 à 3 sites de mesures parmi les 6, soit au total 52 échantillons.

Le Tableau 108 fournit un ordre de grandeur des déciles V80 (vitesse de chute non dépassée par 80% de la masse de particules) et V50 (vitesse de chute non dépassée par 50% de la masse de particules). Du fait des très faibles vitesses de chute, les déciles inférieurs à V50 n'ont souvent pas pu être déterminés: une fraction importante de la masse de particules restait en suspension dans la colonne de sédimentation, même après 24 heures de sédimentation. Aussi indiquons-nous la proportion de particules ayant une vitesse de chute inférieure à 0.002 cm / s, ce qui correspond à la vitesse de chute minimale mesurable dans nos conditions expérimentales.

Tableau 108 et Figure 92: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée

		V 80 (cm / s)	V 50 (cm / s)	% de masse < 0.002 cm / s
MES	1er décile	0.038	0.003	20 %
	médiane	0.123	0.013	39 %
	9ème décile	0.359	0.052	57 %
MVS	1er décile	0.035	0.004	23 %
	médiane	0.098	0.011	43 %
	9ème décile	0.331	0.052	61 %



Les particules transportées en suspension dans les eaux de ruissellement de voirie sont caractérisées par des vitesses de chute faibles et extrêmement variables d'un événement pluvieux à l'autre.

Une fraction importante des particules des eaux de ruissellement présente des vitesses de chute très faibles: la proportion de la masse de particules ayant une vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s est supérieure à 38% pour la moitié des échantillons analysés et supérieure à 57% pour 10% des échantillons.

Les indices V80 et V50 varient d'un facteur supérieur à 10 en fonction de l'événement pluvieux considéré. Cette variation est nettement supérieure à l'incertitude d'analyse, estimée à ± 80%.

4.3.2. Répartition des matières volatiles par classes de vitesse de chute

Si l'on s'intéresse à la décantation des matières organiques on notera que:

- les vitesses de chute des matières volatiles en suspension sont très proches de celles des MES. Les valeurs médianes des indices V80 et V50 sont légèrement inférieures à celles mesurées pour les MES, l'écart reste cependant inférieur à l'incertitude de mesure.
- La teneur en matière volatile des particules diffère assez peu en fonction de leur vitesse de chute: de 66% en médiane pour les particules les moins décantables (Vc<0.002 cm/s) à 59% pour celles qui ont les vitesses de chute les plus fortes (Vc>0.2 cm/s), la teneur la plus faible (51% en médiane) étant mesurée pour les particules ayant des vitesses de chute de 0.02 à 0.002 cm/s.

Les particules entraînées par le ruissellement de chaussée au cours d'une pluie présentent une gamme de vitesses de chute très large mais diffèrent relativement peu de par leurs teneurs en matière organique. Il ne parait pas y avoir de différence de nature entre les particules les plus facilement décantables et celles qui sédimentent difficilement, les différences de vitesse de chute seraient donc essentiellement imputables aux différences de taille et de forme des particules.

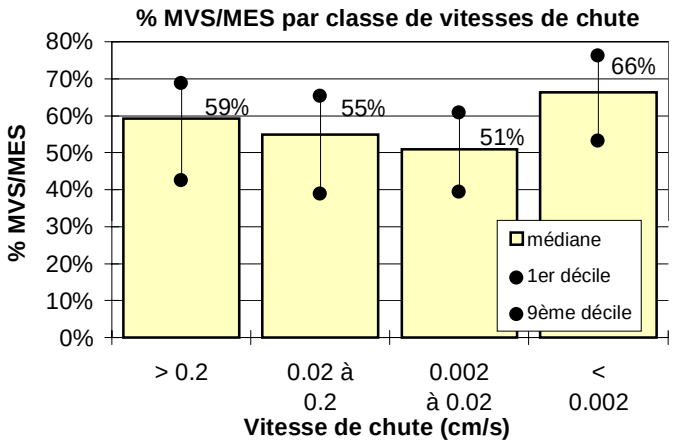


Figure 93: teneur en matière volatile, en fonction de la vitesse de chute des particules

4.3.3. Relations entre vitesse de chute des particules et caractéristiques de l'événement pluvieux

La variabilité des vitesses de chute peut être reliée à la variabilité des concentrations en MES. On note en effet une augmentation de la valeur du V50 et une diminution de la fraction inférieure à 0.002 cm/s avec l'augmentation de la concentration en MES de l'échantillon. Il semblerait que les pluies entraînant des charges en MES plus importantes transportent également des particules plus lourdes.

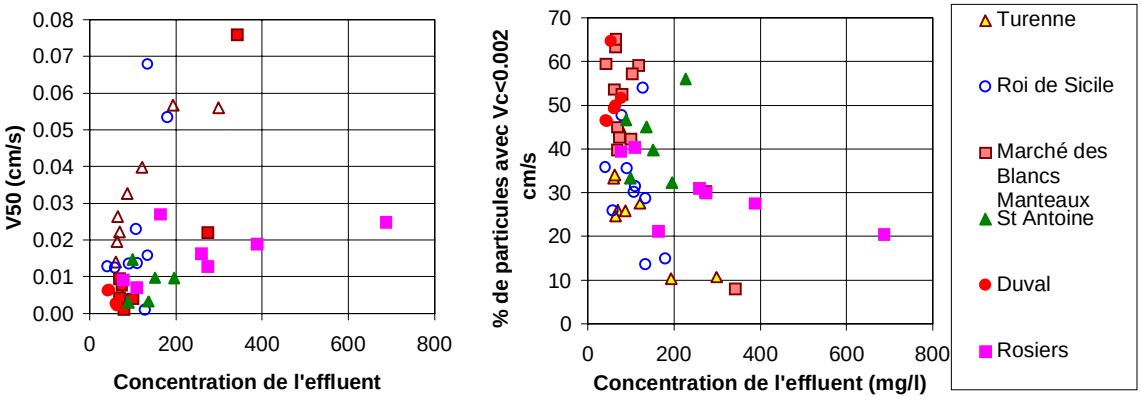


Figure 94: relation entre vitesse de chute et concentration en MES de l'échantillon (en mg/l)

Nous avons cherché à relier la vitesse de chute des particules des eaux de ruissellement de chaussée aux principales caractéristiques de l'événement pluvieux: Imax, Imoy, Htot, Durée et DTS. Cependant, aucune relation claire n'a pu être établie entre les indices Vx, notamment la vitesse de chute médiane V50, et les caractéristiques de l'échantillon. Pour aller plus loin, nous avons séparé les particules en quatre classes de vitesses de chute : Vc< 0.002 cm/s, 0.002<Vc<0.02 cm/s, 0.02<Vc<0.2 cm/s et Vc>0.2 cm/s, puis nous avons analysé la

variabilité de la concentration en particules et de la proportion de la masse totale de particule contenue dans chacune de ces quatre classes. L'échantillon de mesures considéré est constitué de l'ensemble des mesures effectuées sur les six sites, soit 52 mesures, le nombre restreint de mesures au niveau de chaque site ne permettant pas de les considérer individuellement.

Les résultats (voir tableaux avec les coefficients de corrélation en annexe 3) nous amènent à distinguer trois catégories de particules, présentant des comportement différents vis à vis des phénomènes d'érosion et d'entraînement par la pluie.

- *Particules ayant des vitesses de chute supérieures à 0.02 cm/s (correspondant aux deux classes de particules Vc> 0.2 cm/s et Vc= 0.02 à 0.2 cm/s).* La concentration de ces particules dans l'échantillon et leur proportion par rapport à la masse totale de particules tend à augmenter avec l'intensité de pluie, ce qui montre que l'entraînement de ces particules par les eaux de ruissellement est conditionné par l'énergie de l'écoulement.
- *Particules ayant des vitesses de chute de 0.002 à 0.02 cm/s.* Leur concentration dans l'échantillon augmente lorsque la concentration en particules ayant des vitesses de chute supérieure à 0.02 cm/s augmente. Cependant, pour cette classe de particules nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation avec les caractéristiques de l'événement pluvieux. Pour les pluies d'intensité moyenne supérieure à 3 mm/h, la proportion des particules ayant des vitesses de chute entre 0.002 et 0.02 cm/s est relativement stable d'une pluie à une autre, de l'ordre de 15 à 25%.
- *Particules ayant des vitesses de chute inférieures à 0.002 cm/s.* Leur concentration dans l'échantillon n'est pas corrélée avec celles des autres catégories de particules et ne présente pas de relation claire avec les caractéristiques de l'événement pluvieux. Ce résultat tend à montrer que l'entraînement des particules ayant une vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s n'est pas conditionné par l'énergie de l'écoulement. La variabilité des concentrations dans cette classe serait plutôt à relier au stock disponible sur la chaussée. Ces particules représentent une proportion de la masse totale d'autant plus importante que l'intensité de pluie est faible et que donc la concentration en particule en particules de vitesse de chute supérieure à 0.002 cm/s est faible. La proportion de ces particules décroît proportionnellement à l'augmentation de la proportion de particules de vitesses de chute supérieure à 0.02 cm/s.

Le paramètre le plus significatif du point de vue de la vitesse de chute des particules présentes dans le ruissellement est l'intensité de pluie. Ce facteur influence la concentration

et la proportion des particules de vitesse de chute supérieure à 0.02 cm/s. Cependant, ce paramètre n'explique qu'une partie de la variabilité des vitesses de chute d'un événement pluvieux à l'autre. Pour les pluies de faible et de moyenne intensité, les particules de vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s représentent plus de 30% de la masse. Leur concentration n'a pas pu être reliée aux caractéristiques de l'événement pluvieux ni à la concentration des autres classes de particules. La variabilité des concentrations dans cette classe de particules est inférieure à celle observée pour les trois autres classes: coefficient de variation de 0.63 au lieu de 0.95 à 1.24.

4.3.4. Comparaison des vitesses de chute au niveau des différents sites de mesure

Nous avons comparé en Tableau 109 les ordres de grandeur des vitesses de chute pour les six rues échantillonnées. Cette comparaison est cependant trompeuse du fait des différences de périodes d'échantillonnage pour les différents sites et de la différence importante des caractéristiques des événements pluvieux étudiés durant ces périodes. Aussi nous intéresserons nous plus en détail à un nombre restreint de pluies pour lesquelles nous disposons de mesures simultanées de vitesses de chute au niveau de trois chaussées.

Tableau 109 : vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée

Site d'échantillonnage	V 50 (cm/s)			% de masse avec Vc < 0.002 cm/s		
	1er déc.	Méd.	9ème déc.	1er déc.	Méd.	9ème déc.
Rosiers	0.008	0.016	0.026	25	36	45
Duval	0.002	0.006	0.03	53	55	61
St Antoine	0.003	0.010	0.013	34	44	54
Marché des Bl Manteaux	0.003	0.008	0.044	32	52	62
Roi de Sicile	0.004	0.014	0.055	15	31	48
Turenne	0.012	0.026	0.056	11	26	36

Les vitesses de chute des rues Duval, St Antoine et Marché des Blancs Manteaux peuvent être comparées pour cinq pluies du mois de novembre 1996 (Figure 95). Notons qu'il s'agit de pluies très faibles, d'intensité moyenne de 0.9 à 2.4 mm/h. Pour ces cinq pluies, les MES de la rue Marché des Blancs Manteaux présentent systématiquement des vitesses de chute inférieures à celles des rues Duval et St Antoine. La comparaison entre les rues Duval et St Antoine ne permet pas de dégager de tendance, bien que des écarts importants apparaissent pour certaines pluies. Les écarts observés pour ces deux sites sont du même ordre de grandeur que les incertitudes de mesure.

De même la comparaison des vitesse de chute des eaux de ruissellement des rues Turenne et Roi de Sicile, pour six événements pluvieux des mois de mai et juin 1997 (intensité moyenne de 2.5 à 8 mm / h) ne permet pas de dégager de tendance. Les particules véhiculées au niveau des Marché des Blancs Manteaux et Rosiers (Figure 96) présentent dans l'ensemble une plus faible décantabilité que celles de la rue Turenne.

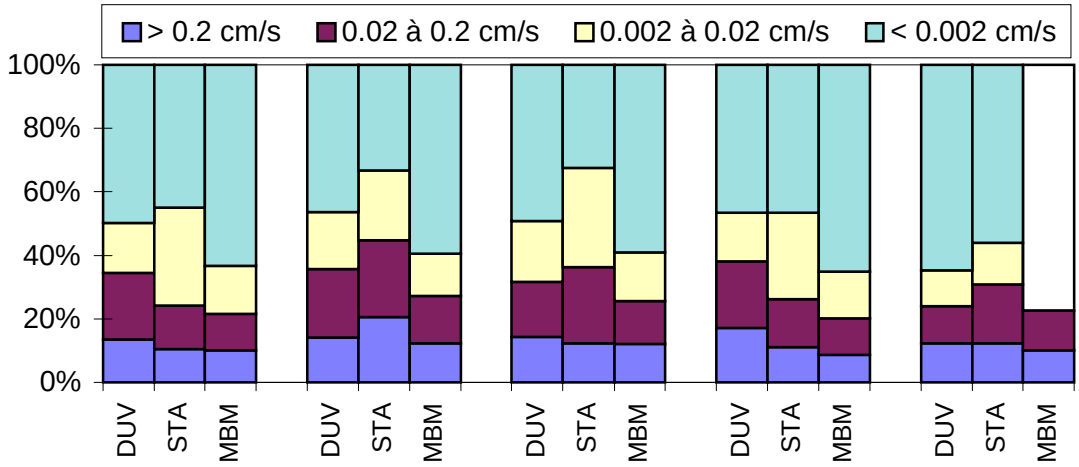


Figure 95: comparaison des vitesses de chute des particules transportées par les eaux de ruissellement des rues Duval (DUV), St Antoine (STA) et Marché des Blancs Manteaux (MBM), pour cinq pluies

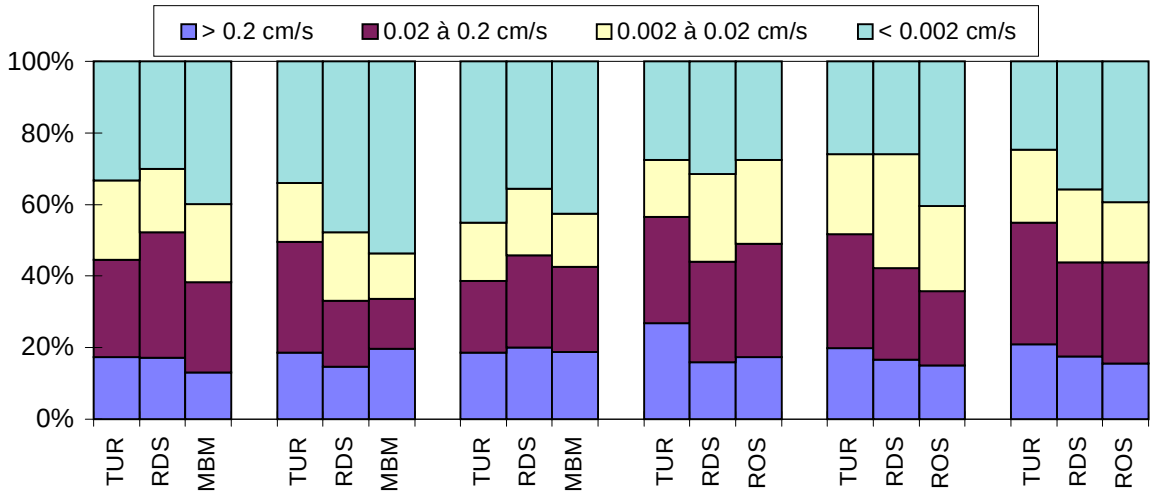


Figure 96: comparaison des vitesses de chute des particules transportées par les eaux de ruissellement des rues Turenne (TUR), Roi de Sicile (RDS), Marché des Blancs Manteaux (MBM) et Rosiers (ROS), pour six pluies.

4.3.5. Comparaison entre les vitesses de chute des eaux de ruissellement de chaussée et des eaux de nettoyage de voirie

Les vitesses de chute des particules issues du nettoyage sont relativement stables d'un échantillon à l'autre, et en tout cas nettement moins variables que ce qui avait été observé pour les eaux de ruissellement de chaussée. Comme on peut le constater sur la Figure 97, les courbes de vitesses de chute des particules issues du nettoyage de voirie se situent dans la partie basse de l'enveloppe des vitesses de chute mesurées sur les eaux de ruissellement de chaussée. Elles correspondent donc aux vitesses de chute les plus fortes mesurées par temps de pluie.

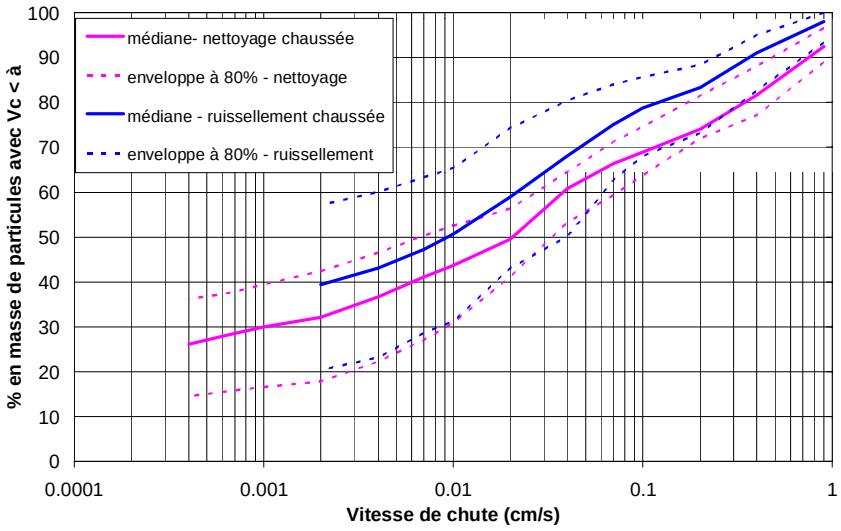


Figure 97: comparaison des vitesses de chute mesurées pour les MES des eaux de ruissellement de voirie et les MES des eaux de nettoyage de voirie

La plus faible décantabilité des particules provenant du site Rosiers – Vieille du Temple observée dans le cas des eaux de ruissellement pluvial a également été notée dans le cas des eaux de lavage de voirie.

4.4. Conclusions sur la nature des particules en suspension dans le ruissellement

Les solides en suspension dans les eaux de ruissellement du Marais sont caractérisés par un pourcentage important de matières volatiles (en médiane de 44% à 66% suivant le type de ruissellement), des teneurs importantes en hydrocarbures et des teneurs très élevées en métaux.

Des différences de nature des particules ont été mises en évidence entre les MES du ruissellement de toiture et les MES du ruissellement des chaussées et des cours. Les solides en suspension dans le ruissellement de toiture sont de nature plus minérale et présentent des teneurs plus élevées en métaux et en hydrocarbures que ceux des deux autres types de surfaces urbaines. Les concentrations extrêmement élevées en métaux pour certaines toitures (jusqu'à 232 mg/g de zinc et 173 mg/g de plomb) sont reliées à l'usage de ces métaux pour certains éléments de la couverture du toit.

Les solides en suspension dans les eaux de ruissellement du Marais, avant transfert en réseau, présentent des vitesses de chute relativement faibles dans l'ensemble et extrêmement variables d'un événement à un autre, ce qui rend plus difficile la mise en œuvre de processus de traitement basés sur la décantation. Cette faible décantabilité signifie par ailleurs qu'une fraction élevée des particules en suspension dans les eaux de ruissellement n'est pas susceptible de sédimenter dans le réseau d'assainissement et ne ferait qu'y transiter vers le milieu récepteur. Les dépôts dans les collecteurs seraient donc constitués majoritairement de dépôts de temps sec et de grosses particules de temps de pluie. Cependant, il est également possible que ces particules faiblement décantables qui rentrent dans le réseau par temps de pluie se transforment au cours du transfert en réseau, par agrégation entre elles ou avec d'autres particules, et que de ce fait leur vitesse de chute augmente.

5. REPARTITION DE LA POLLUTION AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX

Des pollutogrammes des eaux de ruissellement de chaussées ont été établis pour 29 événements pluvieux, au niveau de une à trois chaussées, soit au total 57 pollutogrammes. Les paramètres analysés étaient les MES, les MVS, la DCO totale et dissoute, la DBO5 totale et dissoute.

5.1. Caractéristiques générales des pollutogrammes d'eaux de ruissellement de voirie

L'étude des pollutogrammes fait apparaître d'importantes variations de concentrations au cours de l'événement pluvieux. Ces variations sont d'autant plus larges que la pluie présente de forts pics d'intensité. Elles peuvent atteindre un facteur 10 pour les concentrations en MES, MVS, DCO totale et un facteur 8 pour la DBO5 totale.

L'allure des pollutogrammes des eaux de ruissellement de chaussées nous amène à distinguer différents types de pluies, conduisant à des formes de pollutogrammes différentes.

- Pour les pluies de forme simple, sans pic d'intensité marqué, et pour les pluies de faible intensité, le pollutogramme est caractérisé par des concentrations décroissantes au cours du temps, avec la concentration maximale en début de pluie (Figure 98, pluie du 24/11/96). Ce type de pollutogramme traduit un lessivage progressif des particules facilement mobilisables.
- Lorsque la pluie présente un pic d'intensité marqué, un pic de concentration apparaît, concomitant ou précédant légèrement le pic de débit (Figure 98, pluie du 06/05/97). L'augmentation de l'énergie de la pluie conduit à une plus grande érosion de particules, ainsi qu'à une vitesse d'écoulement et donc une capacité de transport accrue. Les particules facilement mobilisables sont entraînées durant le montée de débit. Les concentrations plus faibles mesurées en fin de pic de débit, alors que le débit reste élevé, peuvent être attribuées soit à un lessivage préalable des particules facilement mobilisable, soit à une plus faible pente de la ligne d'eau, et donc une plus faible capacité de transport, à débit équivalent en décrue qu'en crue.

- Les concentrations maximales les plus élevées ont été mesurées en début d'événement, pour les pluies présentant un fort pic d'intensité en début de pluie (exemple : Figure 98, pluie du 10/08/96). Elles correspondent à la concomitance entre la présence de particules facilement mobilisables, non encore lessivées, et l'action d'une pluie de forte énergie permettant l'arrachement et le transport des particules. Ces concentrations atteignent 1.5 g/l de DCO (pluie du 05/08/96, rue Roi de Sicile) et 1.1 g/l pour les MES.

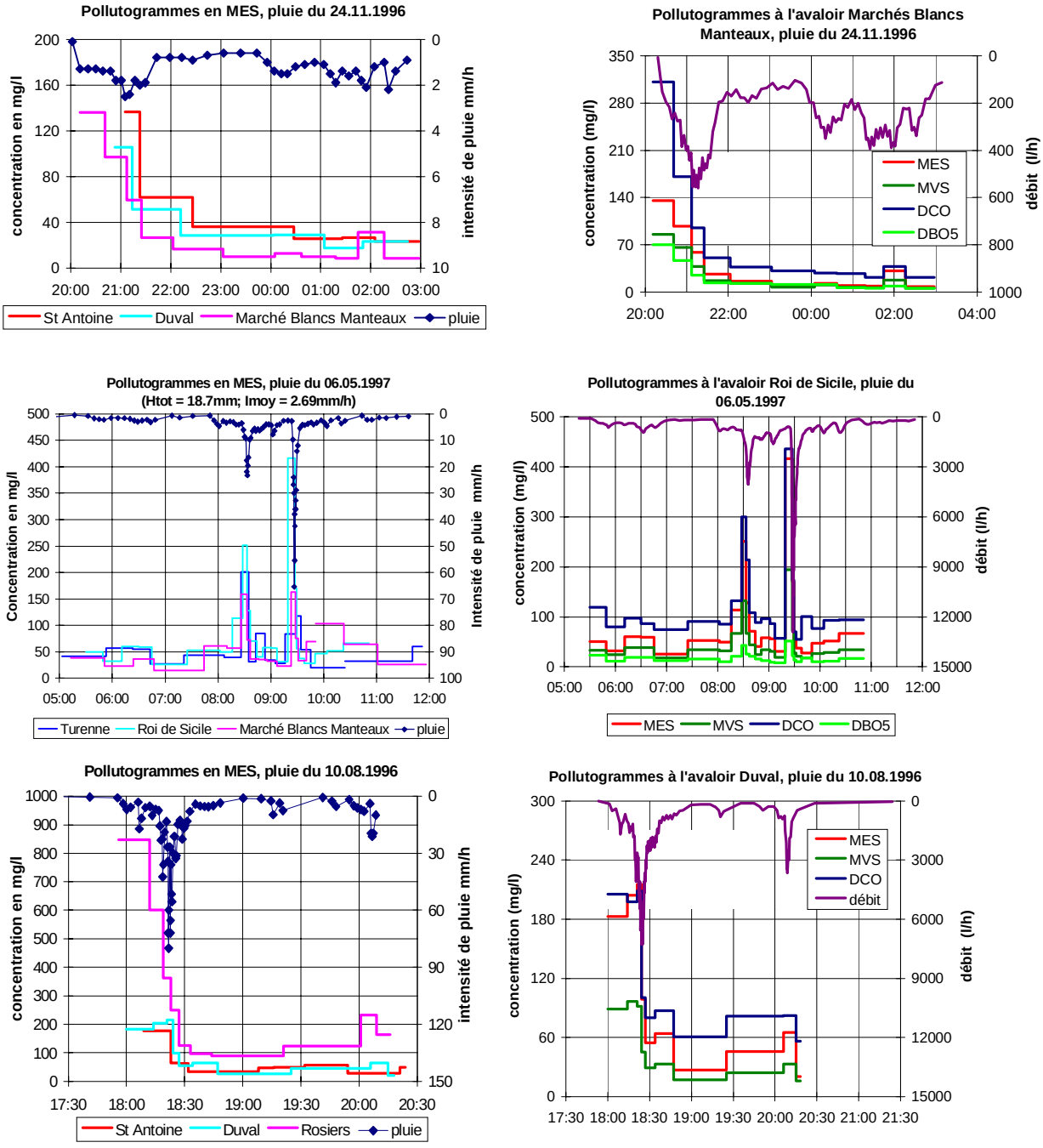


Figure 98 : exemples de pollutogrammes pour une pluie faible (24/11/96), une pluie de forte intensité maximale en début de pluie (10/08/96) et une pluie de forte intensité maximale en milieu de pluie (06/05/97)

Ces variations de concentration s'accompagnent de variations dans la nature des particules. Le taux de matières volatiles peut évoluer de manière significative au cours d'une pluie, notamment pour les pluies avec de forts pics d'intensité. Citons l'exemple de la pluie du 30/06/96 d'intensité maximale 80 mm/h avec des taux de MVS variant de 35 à 80% et de la pluie du 06/05/97 avec des taux de MVS variant de 45 à 75%. On remarque une diminution du taux de matière volatiles au moment des pics de concentration accompagnant ou précédent les pics de débit, puis une réaugmentation des teneurs en MVS lorsque le débit diminue. Ceci peut être relié à l'arrachement de particules minérales sous l'impact de gouttes de pluies de plus grande énergie cinétique et à l'augmentation de la vitesse de l'écoulement permettant le transport de particules minérales de vitesses de chute plus élevées.

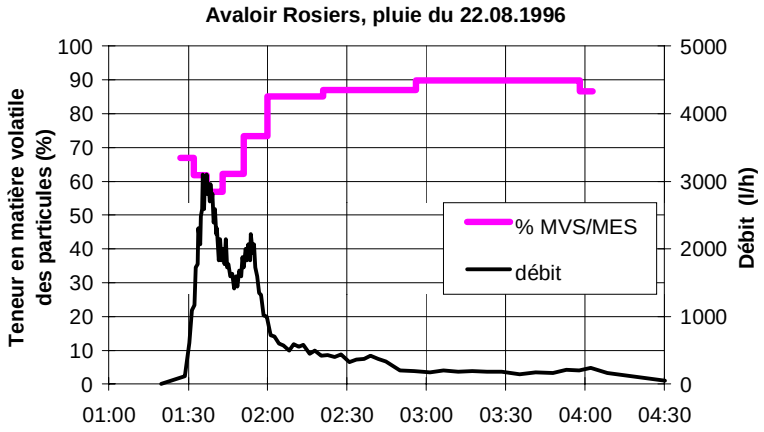


Figure 99: exemple d'évolution des teneurs en matières volatiles au cours d'une pluie

La proportion de matière oxydable fixée aux particules varie au cours de l'événement pluvieux, les valeurs pouvant aller de 40% à 90% au cours d'une même pluie. Ces fluctuations ne paraissent pas toujours liées aux caractéristiques du hyétogramme de pluie. On note cependant une augmentation du pourcentage de matière oxydable particulaire au moment des pics de concentration accompagnant les pics de débit. Ce phénomène est lié à une forte augmentation des concentrations particulaires au moment du pic de débit, alors que la concentration dissoute varie peu.

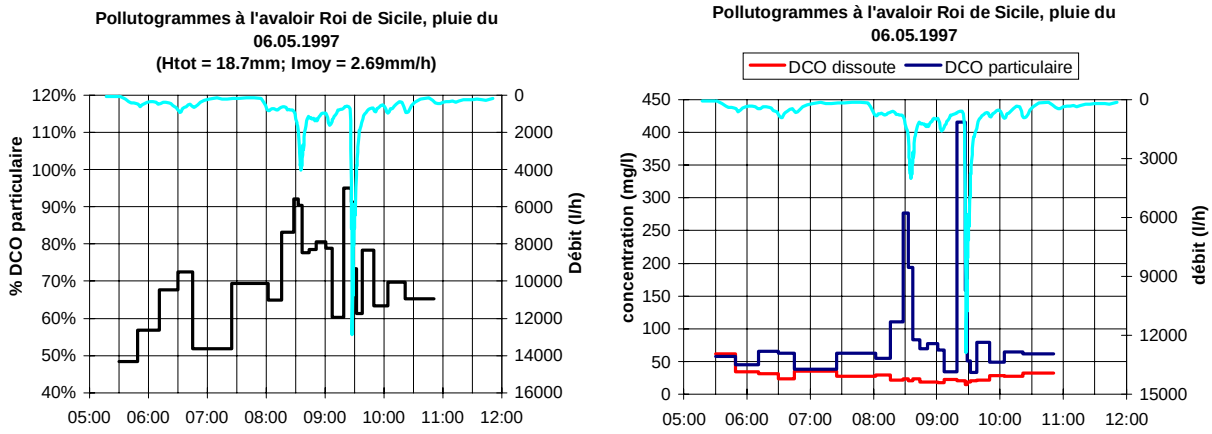


Figure 100: évolution des concentrations de DCO dissoute et particulaire, et du pourcentage de DCO particulaire au cours de la pluie du 06.05/97

5.2. Cas de pluies successives

5.2.1. Données

Parmi les pollutogrammes établis pour les eaux de ruissellement de chaussée, nous nous sommes intéressés plus particulièrement aux données concernant des événements pluvieux successifs ou des événement pluvieux à plusieurs pics. Ces données sont constituées de :

- 2 séries de pluies successives

  les 21 et 22/05/97 4 pluies successives séparées par des durées de temps sec de 3h à 21h,

  les 16, 17 et 18/05/96 4 pluies successives séparées par des durées de temps sec de 3h30 à 12h

- 3 événements pluvieux présentant 2 à 4 pics de débits successifs

  le 05/06/97, le 05/07/96 et le 30/06/97

5.2.2. Remarques générales sur les pluies successives

Le suivi des concentrations et des flux dans le cas de pluies fait apparaître :

➢ L'absence de diminution nette et systématique des concentrations même après plusieurs événements pluvieux consécutifs successives (Figure 101). Quel que soit l'antécédent pluvieux, on observe des pics de concentrations en début de pluie ou au moment du pic de débit. Ces concentrations maximales n'évoluent pas significativement entre la

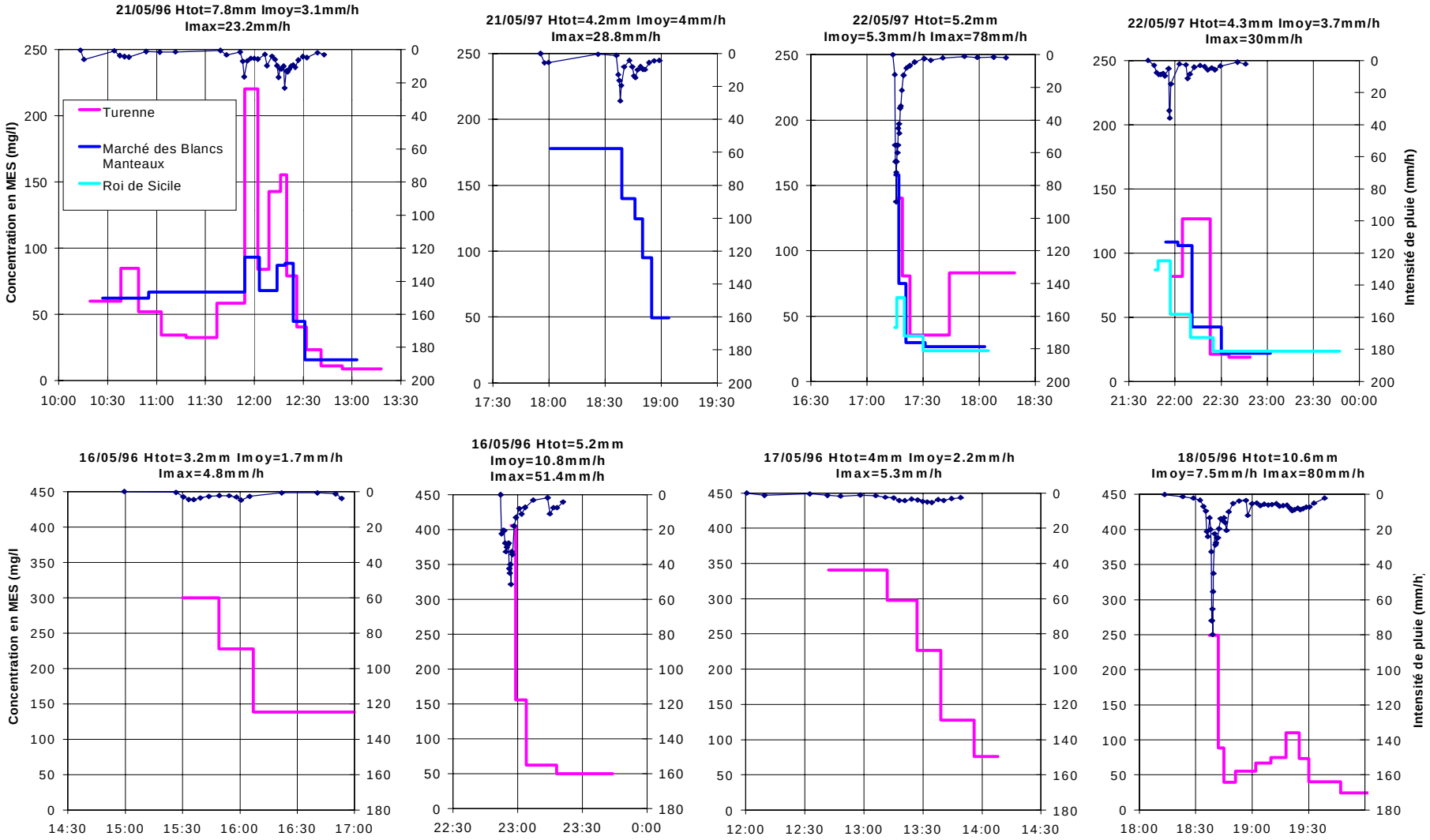
première et la quatrième pluie. Les concentrations ne deviennent pas négligeables même dans le cas d'un événement pluvieux faible succédant à un événement d'assez forte intensité, tels que les événement du 16 et 17 mai 1996 (Figure 101).

- En terme de masse totale de pollution au cours de l'événement et de concentration moyenne (Tableau 110), le ou les premiers événements ne sont pas forcément les plus pénalisants. Les flux de pollution dépendent essentiellement du débit de ruissellement, l'antécédent pluvieux apparaissant comme un facteur secondaire.

Tableau 110: masses de MES et concentration moyenne par événements pluvieux des eaux de ruissellement de chaussées, dans le cas des séries de pluies successives

	Pluies successives du 21 et 22 mai 97						16 à 18/05/96	
	Marché Bl. M.		Turenne		Roi de Sicile		Rosiers	
	Masse (kg)	Concentrat. (mg/l)	Masse (kg)	Concentrat. (mg/l)	Masse (kg)	Concentrat. (mg/l)	Masse (kg)	Concentrat. (mg/l)
Pluie 1	115	66	1082	72	-	-	84	232
Pluie 2	117	113	-	-	-	-	161	217
Pluie 3	102	85	424	86	42	45	144	255
Pluie 4	61	82	232	70	48	55	180	116

Figure 101: pollutogrammes mesurés pour les 4 pluies successives du 21 et 22/05/97 et les 4 pluies successives du 16, 17 et 18/05/96



5.2.3. Réflexion sur les mécanismes d'entraînement

Par ailleurs, le tracé des graphiques représentant les flux de MES en fonction du débit de l'écoulement, pour chaque succession d'événements ou de pics pluvieux fait ressortir les points suivants :

- A débit équivalent, les flux sont systématiquement plus élevés en crue qu'en décrue (exemples Figure 102, Figure 103, Figure 104). Ceci traduit soit un lessivage des particules les plus facilement mobilisables au cours de la crue, ces particules n'étant plus disponibles lors de la décrue ; soit à une plus grande énergie de l'écoulement, et donc une plus grande capacité de transport, en crue qu'en décrue.
- En général, lors de pics de débits consécutifs, les flux mesurés pour un même débit diminuent d'un pic au suivant (exemple pluie du 30/06/97 Figure 102), ce qui traduit un lessivage progressif des solides.
- Dans la plupart des cas, lors de deux pics de débits consécutifs, les flux mesurés en crue lors du second pic sont supérieurs à ceux mesurés en décrue lors du premier pic (exemple : pluies du 05/06/97 Figure 103 et pluies successives du 21/05/97 Figure 104). Ce phénomène peut s'expliquer par la plus forte capacité de transport de l'écoulement, à débit équivalent, en crue qu'en décrue. Dans le cas de pluies successives séparées par quelques heures de temps sec, on peut également envisager une reconstitution rapide du stock de particules facilement mobilisables.

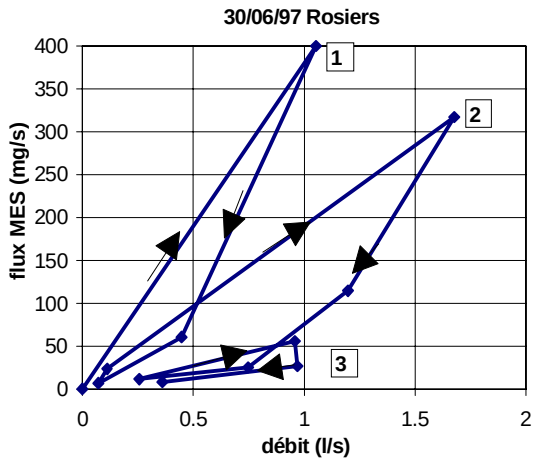


Figure 102: relation flux-débit au cours de la pluie du 30/06/97

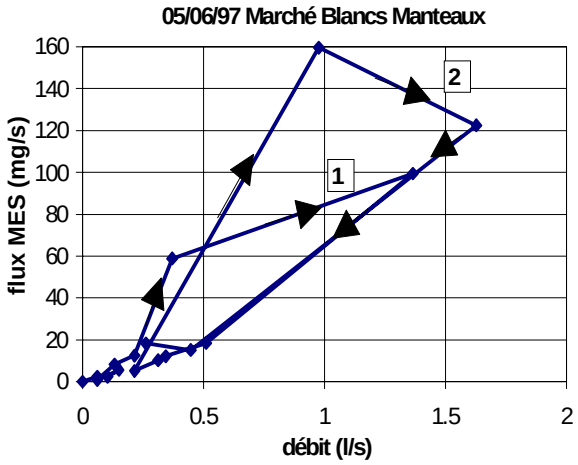


Figure 103: relation flux de MES - débit au cours de la pluie du 05/06

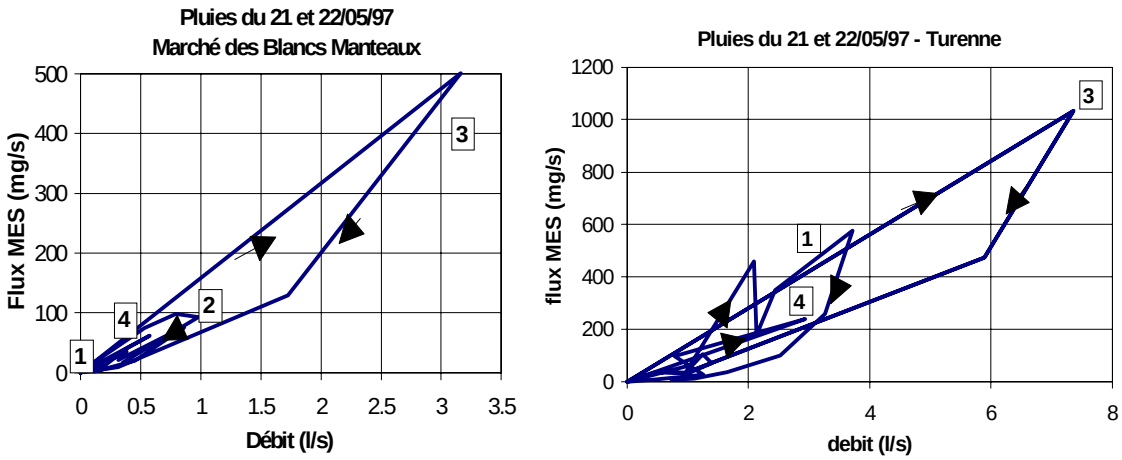


Figure 104: relations flux - débit et concentration - débit pour les quatre pluies successives du 21 et 22 mai 97

5.3. Analyse des courbes masse-volume

Les pollutogrammes des eaux de ruissellement du Marais font apparaître, dans un grand nombre de cas, des concentrations plus élevées en début d'événement pluvieux. Ces pics de concentrations en début de pluie, qui ont souvent été désignés dans la littérature sous le terme de « premier flot » (first flush), doivent cependant être relativisés lorsqu'il s'agit de mettre en place une stratégie de traitement ou de gestion des eaux de ruissellement. Dans cet objectif nous retiendrons la définition du « premier flot » proposée par [Bertrand-Krajewski et al.; 98]: le premier flot étant interprété comme un phénomène permettant de traiter une grande partie de la masse polluante en interceptant la première partie du volume, on pourra parler de premier flot lorsque les premiers 30% du volume ruisselé véhiculent au moins 80% de la masse de pollution.

Afin de vérifier l'existence ou non de tels phénomènes de premier flot dans le cas du ruissellement de chaussée, nous avons tracé pour chaque pollutogramme la courbe adimensionnelle M(V), représentant la fraction M(t) de la masse polluante totale entraînée depuis le début de l'événement pluvieux en fonction de la fraction V(t) du volume total écoulée depuis le début de l'événement.

Dans notre cas, cette courbe a été approximée de la façon suivante:

❖ Cas des avaloirs équipés de débitmètres à augets basculant

Soient x le nombre de flacons constituant le pollutogramme

Ci la concentration dans le flacon n°i

Vol la contenance d'un auget

Ni le nombre de basculements d'augets durant la durée de remplissage du flacon i

ti l'heure de fin de remplissage du flacon i

alors $M(ti) = \dfrac{\sum_{u=0}^{i} Cu \times Vol \times Nu}{\sum_{u=0}^{x} Cu \times Vol \times Nu}$ et $V(ti) = \dfrac{\sum_{u=0}^{i} Vol \times Nu}{\sum_{u=0}^{x} Vol \times Nu}$

❖ Cas de l'avaloir équipé d'un déversoir triangulaire

Les débits sont calculés à pas de temps fixe Δt. Soit Ni le nombre de pas de temps d'enregistrement durant le remplissage du flacon i.

$$M(t_i) = \frac{\sum_{j=0}^{i}\left(\sum_{u=0}^{Nj} Cj \times Q(u) \times \Delta t\right)}{\sum_{j=0}^{x}\left(\sum_{u=0}^{Nj} Cj \times Q(u) \times \Delta t\right)} \qquad \text{et} \qquad V(ti) = \frac{\sum_{j=0}^{i}\left(\sum_{u=0}^{Nj} Q(u)\Delta t\right)}{\sum_{j=0}^{x}\left(\sum_{u=0}^{Nj} Q(u)\Delta t\right)}$$

La Figure 105 synthétise les fuseaux de courbes M(V) obtenus à partir de l'ensemble des pollutogrammes d'eaux de ruissellement de chaussées, pour chacun des paramètres de pollution étudiés.

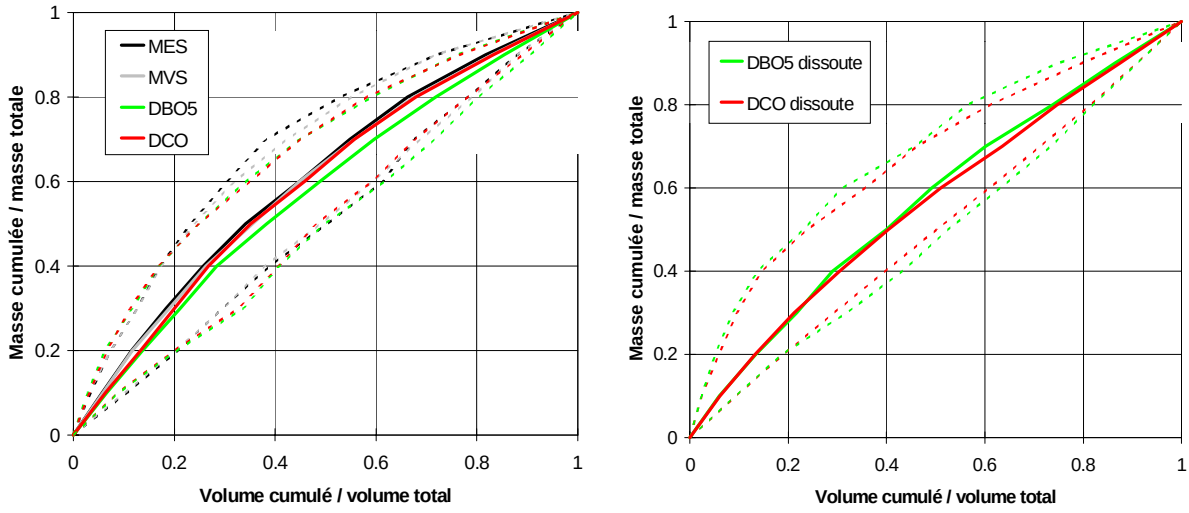


Figure 105: fuseau de répartition masse / volume pour les eaux de ruissellement de chaussée (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs)

On notera que:

- 80% des courbes M(V) se situent dans les zones 2 et 3, selon la classification de [Bertrand-Krajewski et al. ; 98], la courbe médiane se situe dans la zone 2. La charge polluante est donc plus importante dans le première fraction du volume écoulé. Le phénomène n'est cependant pas suffisamment marqué pour l'interception de la seule première fraction du volume permettent l'interception d'un majeure partie de la masse polluante.
- les fuseaux obtenus pour les différents paramètres de pollution diffèrent très peu les uns des autres.
- la répartition au cours de l'événement de la masse de matière oxydable dissoute est semblable à celle de la matière oxydable totale.

La comparaison des courbes M(V) obtenues au niveau de 2 ou 3 chaussées différentes pour un même événement pluvieux (annexe) ne fait pas apparaître de différence significative en

fonction du site de mesure. Pour une même pluie, la répartition des masses au niveau des différentes chaussées est semblable.

Nous avons comparé en Figure 106 le fuseau de courbes M(V) obtenu pour les eaux de ruissellement des chaussées du Marais, avec le fuseau établi par [Saget ; 94] pour les eaux pluviales à l'exutoire des sept réseaux séparatifs de la base QASTOR, drainant des bassins versants dont la surface imperméabilisée est comprise entre 18 et 65 ha. On note que le fuseau de courbes M(V) mesurées à l'exutoire de toutes petites surfaces telles que celles drainée par un avaloir est tout à fait comparable à celui mesuré à l'exutoire de bassin versants de plusieurs dizaines d'hectare. La taille du bassin versant ne constituerait donc pas un facteur déterminant, pour les eaux pluviales séparatives, vis à vis de l'existence d'un phénomène de « premier flot ».

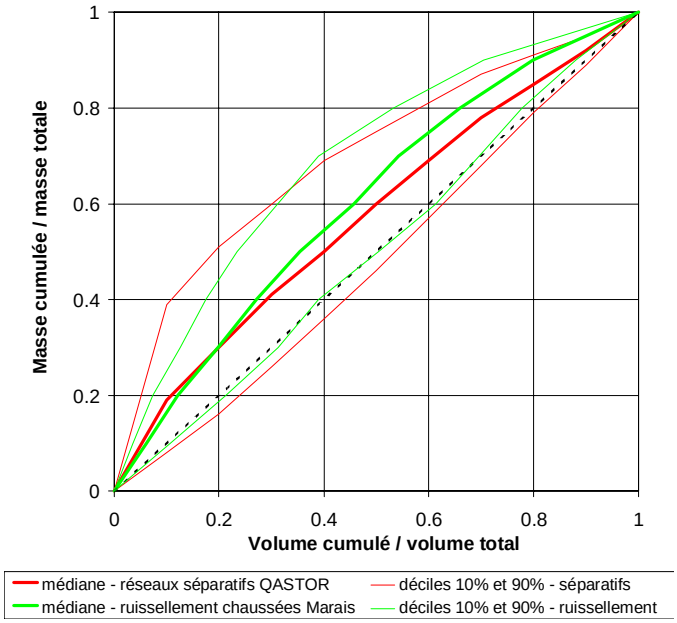


Figure 106 : comparaison du fuseau de courbes M(V) obtenu pour les eaux de ruissellement du Marais, avec le fuseau de courbe M(V) établi par [Saget; 94] pour les eaux pluviales à l'exutoire de réseaux séparatifs

Quel que soit le polluant considéré (MES, MVS, DCO, DBO5) et quelle que soit la phase considérée (concentrations totales ou dissoutes) nous pouvons conclure à l'absence relative de phénomène de premier flot, tel qu'il a été défini par [Bertrand-Krajewski et al.; 98], dans les eaux de ruissellement de voirie du Marais. La position d'une majorité de courbes en zone 2 dénote d'une charge polluante plus importante dans la première partie du volume ruisselé. Cependant, le phénomène n'est pas suffisamment marqué pour servir de base à une stratégie de traitement. L'interception de 80% de la masse polluante nécessiterait le traitement de 55 à 80% du volume. Ces résultats confirment l'absence de « premier flot » systématique, même pour de très petits bassins versants (de 180 à 1700 m2 dans notre cas).

Des différences importantes dans la forme de la courbe M(V) sont à noter en fonction de l'événement pluvieux. Nous avons cherché à comprendre cette variabilité en considérant plus spécifiquement les pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes, situées hors du fuseau présenté en Figure 105. Les caractéristiques de ces événements pluvieux sont données dans les Tableau 111 et Tableau 112.

Tableau 111: pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes

Date	Sites de mesure	V=0.2 ⇒ M=...	M=0.8 ⇒ V=...	Particularités
24/11/96	Duval, St Antoine, Marché des Blancs Manteaux	0.5 à 0.6	0.55	intensité maximale en début de pluie
22/08/96	Rosiers	0.55	0.5	intensité maximale en début de pluie
30/06/97	Rosiers, Roi de Sicile, Turenne	0.4 à 0.45	0.47 à 0.6	pic d'intensité en début de pluie puis 2éme pic plus fort
06/05/97	Roi de Sicile, Marché des Blancs Manteaux	0.08 et 0.12	0.8 et 0.69	pic d'intensité vers la fin de la pluie

Tableau 112 : caractéristiques des pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes

	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Htot (mm)	Durée (h:mn)	DTS (jours)
24/11/96	1.2	3	7.7	6:40	1.3
22/08/96	3.7	11.4	10.4	2:48	1.26
30/06/97	4.5	76	13.2	2:58	0.73
06/05/97	2.7	57	18.7	6:56	0.71
Plage pour l'ensemble des pollutogrammes	1.2 à 8.2	2.5 à 192	2 à 18.7	0 :27 à 6 :56	0.1 à 15.2

On constate que ni la durée de temps sec, ni la durée de pluie, ni la hauteur d'eau, ni même l'intensité de pluie ne semblent être déterminants du point de vue de la forme de la courbe M(V). La répartition de la masse au cours de l'événement est à relier essentiellement à la position du pic d'intensité. Les courbes M(V) situées en limite de zone 1 ont été obtenues pour des pluies avec une intensité maximale ou un pic important d'intensité en début de pluie. Un phénomène de « dernier flot » a été relevé pour une pluie présentant un fort pic de débit vers la fin de la pluie.

5.4. Conclusion sur la répartition de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée au cours de l'événement pluvieux

Dans le cas des eaux de ruissellement de voirie, les concentrations les plus élevées au cours d'un événement pluvieux sont mesurées en début d'événement pluvieux ou au moment du pic d'intensité de pluie. A débit équivalent, on observe des flux plus importants en crue qu'en décrue et, dans la plupart des cas, une diminution des flux pour les pics de débit successifs.

Il est à noter cependant que, dans le cas de pluies successives, la première pluie n'est pas forcément la plus pénalisante en terme de concentration et surtout de masse polluante générée.

Bien que les concentrations soient en général plus élevées en début d'événement pluvieux, le tracé des courbes M(V) permet de conclure à l'absence de phénomène de « premier flot », quel que soit le polluant considéré (MES, MVS, DCO ou DBO5) et quelle que soit la phase considérée (dissous ou particulaire). L'interception de 80% de la masse polluante nécessiterait le traitement de 55 à 80% du volume.

6. PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LA POLLUTION DES EAUX DE RUISSELLEMENT DU MARAIS

6.1. Concentrations et masses polluantes

- Les concentrations de MES, MVS, DCO et DBO5 sont faibles dans les eaux de toiture, mais souvent significatives pour les eaux de ruissellement des cours et surtout des chaussées.
- Les concentrations en hydrocarbures sont comparables dans les eaux de ruissellement de chaussée, de cours et de toiture.
- Des concentrations métalliques extrêmement élevées ont été mesurées dans les eaux de ruissellement de certaines toitures. Elles sont attribuables à la corrosion des parties métalliques de la toiture. Les concentrations métalliques des toitures du Marais sont nettement supérieures à celles mesurées sur les autres types de surfaces.
- Les concentrations sont variables d'un site de mesure à un autre pour une même pluie et un même type d'eau de ruissellement.

La nature de la couverture du toit paraît jouer sur les concentrations en MES. C'est un paramètre tout à fait déterminant pour les concentrations en métaux. Les charges en matière organique des eaux de toitures dépendent quant à elles de l'environnement du toit.

Les charges polluantes des eaux de ruissellement de chaussée paraissent liées à la fréquentation globale de la chaussée et aux activités commerciales mais non directement à l'importance du trafic automobile.

- Les concentrations et les masses polluantes sont extrêmement variables d'un événement pluvieux à l'autre. Les caractéristiques de l'événement pluvieux n'expliquent qu'une partie de cette variabilité et les phénomènes en jeu sont sans doute extrêmement complexes.

6.2. Répartition dissous-particulaire

La répartition de la pollution entre phases dissoute et particulaire est extrêmement variable d'un événement pluvieux à l'autre et d'un site de mesure à un autre sans que nous ayons toujours pu identifier les raisons de cette variabilité.

On retiendra cependant que dans le cas des eaux de voirie plus de 90% du plomb et plus de 50% de la DCO, de la DBO5, des hydrocarbures et du cadmium sont en général liée aux particules ; alors qu'aucune tendance n'a pue être avancée pour le cuivre et le zinc.

La proportion de pollution particulaire est en général plus faible dans les eaux de toiture. Pour ces eaux, seuls le plomb et les hydrocarbures sont préférentiellement sous forme particulaire, tandis que le cadmium, le cuivre et le zinc sont plus fréquemment sous forme dissoute. Pour la DCO et la DBO5 la variabilité est telle qu'on ne peut pas dégager de tendance.

6.3. Caractéristiques des particules en suspension dans le ruissellement

- Les teneurs en matière organique des particules en suspension dans les eaux de ruissellement du Marais sont supérieures aux valeurs citées dans la littérature. La valeur médiane du rapport MVS/MES varie de 44% à 58% suivant le type de ruissellement, avec des teneurs plus élevées pour le ruissellement de chaussée et de cour que pour les eaux de toiture. Ces valeurs fluctuent cependant d'un événement à un autre.
- Les teneurs en métaux des particules en suspension dans les eaux de ruissellement des chaussées du Marais sont globalement comparables aux valeurs bibliographiques, tandis que les teneurs en hydrocarbures sont supérieures aux valeurs bibliographiques. Au niveau des toitures, les teneurs métalliques dépendent des matériaux utilisés pour la couverture. Des valeurs extrêmement élevées ont été obtenues pour des toits présentant des partie métalliques. Quel que soit le site de mesure, les teneurs varient dans une large gamme d'un événement à un autre.
- Les vitesses de sédimentation des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de voirie sont faibles. Elles sont extrêmement variables d'un événement pluvieux à l'autre. Le V50 varie de 0.003 à 0.052 cm/s dans 80% des cas, et 15 à 57% des particules décantent avec une vitesse inférieure à 0.002 cm/s. Alors que la concentration en particules de vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s ne paraît pas dépendre des caractéristiques de l'événement pluvieux, on observe une augmentation des concentrations en particules de vitesse de chute supérieure à 0.2 cm/s lorsque l'intensité de pluie augmente.

  Les vitesses de chute des MVS diffèrent peu de celles des MES. De plus la teneur en MVS des particules varie relativement peu en fonction de leur vitesse de chute. Les particules

avec des vitesse de 0.002 à 0.02 cm/s ont les teneurs les plus faibles (51% en médiane) tandis que les particules avec des vitesses inférieures à 0.002 cm/s ont les teneurs en MVS les plus fortes (61% en médiane).

6.4. Répartition de la pollution au cours de l'événement

L'analyse des pollutogrammes des eaux de ruissellement de voirie amène aux conclusions suivantes :

- En général les concentrations sont maximales en début d'événement puis décroissent. Néanmoins, on n'observe pas de phénomène de premier flot, au sens où une grande partie de la masse polluante serait véhiculée par la première fraction du volume, que ce soit en MES, MVS, DCO totale ou dissoute, ou DBO5 totale ou dissoute. Les premiers 30% du volume écoulé véhiculent 30 à 60% de la masse polluante, avec une valeur médiane de 40%.
- La répartition de la masse polluante au cours de l'événement semble dépendre essentiellement de la position des pics d'intensités de pluie au cours de l'événement et non des paramètres Imax, DTS ou Htot.
- Dans le cas de plusieurs pluies successives, il n'y a pas forcément une diminution nette des concentrations. Les flux véhiculés dépendent du débit plus que de l'antécédent pluvieux, ils peuvent être très importants même après plusieurs pluies successives.
- A débit équivalent, les flux de MES sont plus élevés en crue qu'en décrue. Ils ont tendance à diminuer pour des pics de débit successifs.

CHAPITRE 2.4.

CARACTERISATION DES EAUX PLUVIALES A L'EXUTOIRE DU RESEAU UNITAIRE

CHAPITRE 2.4. CARACTERISATION DES EAUX PLUVIALES A L'EXUTOIRE DU RESEAU UNITAIRE

1. DESCRIPTION DES EVENEMENTS PLUVIEUX ETUDIES

Définition de « l'événement pluvieux »

Nous utiliserons la même définition de l'événement pluvieux que celle retenue pour l'étude des eaux de ruissellement. Il s'agit d'une précipitation d'une hauteur totale supérieure à 1 mm, et séparée de l'événement précédent par une durée de temps sec d'au moins 30 minutes. La durée de 30 mn correspond au temps de concentration du bassin versant, mais reste inférieure à la durée totale de la décrue (45 à 60 mn). Cependant, seuls deux événements ont été échantillonnés après des durées de temps sec inférieurs à 60 mn et le niveau d'eau à l'exutoire en début de pluie était très proche du niveau normal de temps sec (écart de 3-4 cm).

Dans quelques cas, les échantillons collectés lors de pluies successives n'ont pu être séparés. Nous avons alors défini un événement pluvieux équivalent, correspondant à la somme des événements successifs, et dont les caractéristiques ont été calculées comme suit:

hauteur d'eau (Htot) = somme des hauteurs d'eau des deux pluies

durée = somme des durées des deux pluies

Imoy = Σ (hauteur d'eau) / Σ (durée)

Imax = max (Imax1; Imax2)

temps sec (DTS) = durée de temps sec précédant la première pluie.

Sept événements pluvieux équivalents ont ainsi été définis.

Nombre d'événements échantillonnés et paramètres analysés

67 événements pluvieux ont été collectés entre le 15 mai 1996 et le 10 octobre 1997, et analysés en terme de concentration moyenne en MES, MVS, DCO, DBO5 et de répartition de la DCO et de la DBO5 entre les phases dissoute et particulaire. Les pollutogrammes en MES, MVS, DCO, DBO5 ont été établis pour 34 de ces événements. La répartition des solides et des solides volatiles par classes de vitesses de chute a été mesurée sur les échantillons moyens de 31 événements pluvieux.

Le nombre d'événements pluvieux analysés en terme de concentration moyenne et de répartition dissous – particulaire est de 20 pour les métaux (Cd, Cu, Pb, Zn) et de 12 pour les hydrocarbures.

Tableau 113: nombre de pluies étudiées à l'exutoire du bassin versant, pour chaque type d'analyse

Paramètres mesurés	Concentration moyenne			Pollutogrammes MES, MVS, DCO, DBO5	Vitesses de chute
	MES, MVS, DCO, DBO5	métaux	hydrocarbures		
Nombre de pluies	67	20	12	34	31

Caractéristiques des événements échantillonnés

Les événements pluvieux étudiés présentent des caractéristiques pluviométriques et des durées de temps sec variées, avec cependant une majorité d'événements faibles.

Tableau 114: caractéristiques des événements pluvieux pour les paramètres globaux

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
minimum	1.3	0.7	1.2	1.2	1	0:06	0.02
maximum	20.8	42	240	89.6	47.6	7:27	50.5
médiane	5.9	3.7	20.6	12	5.9	1:45	0.9
Imax : intensité maximale sur la durée de remplissage d'un auget (0.2 mm) Imax5: intensité maximale sur 5 mn Imax20 : intensité maximale sur 20 mn							

L'échantillon comporte 2 événements ayant des intensités maximales sur 5 mn et sur 20 mn de période de retour supérieure ou égale à 1 an, 5 événements de période de retour supérieure à 6 mois, en terme d'intensité maximale sur 5 mn, 9 événements de période de retour supérieure à 6 mois, en terme d'intensité maximale sur 20 mn.

Comparaison avec l'ensemble des événements pluvieux sur la période de mesure

La comparaison entre l'échantillon des 67 pluies collectées et l'ensemble des 159 événements pluvieux ayant eu lieu durant la période d'échantillonnage montre que :

- les pluies collectées couvrent l'ensemble de la gamme de hauteurs d'eau, d'intensité et de durée de temps sec observés durant la période de mesure ;
- l'échantillon est assez bien représentatif de l'ensemble des événements du point de vue de la fréquence de dépassement des durées de temps sec et de l'intensité moyenne ;
- la proportion d'événements avec de faibles hauteurs d'eau ou de faibles intensités maximales est sous estimée dans l'échantillon des pluies collectées.

On retiendra donc une assez bonne représentativité de notre échantillon de pluies par rapport à la pluviométrie globale durant la période d'échantillonnage, avec cependant une tendance à la surestimation des fréquences de dépassement, en particulier pour la hauteur de pluie et l'intensité maximale.

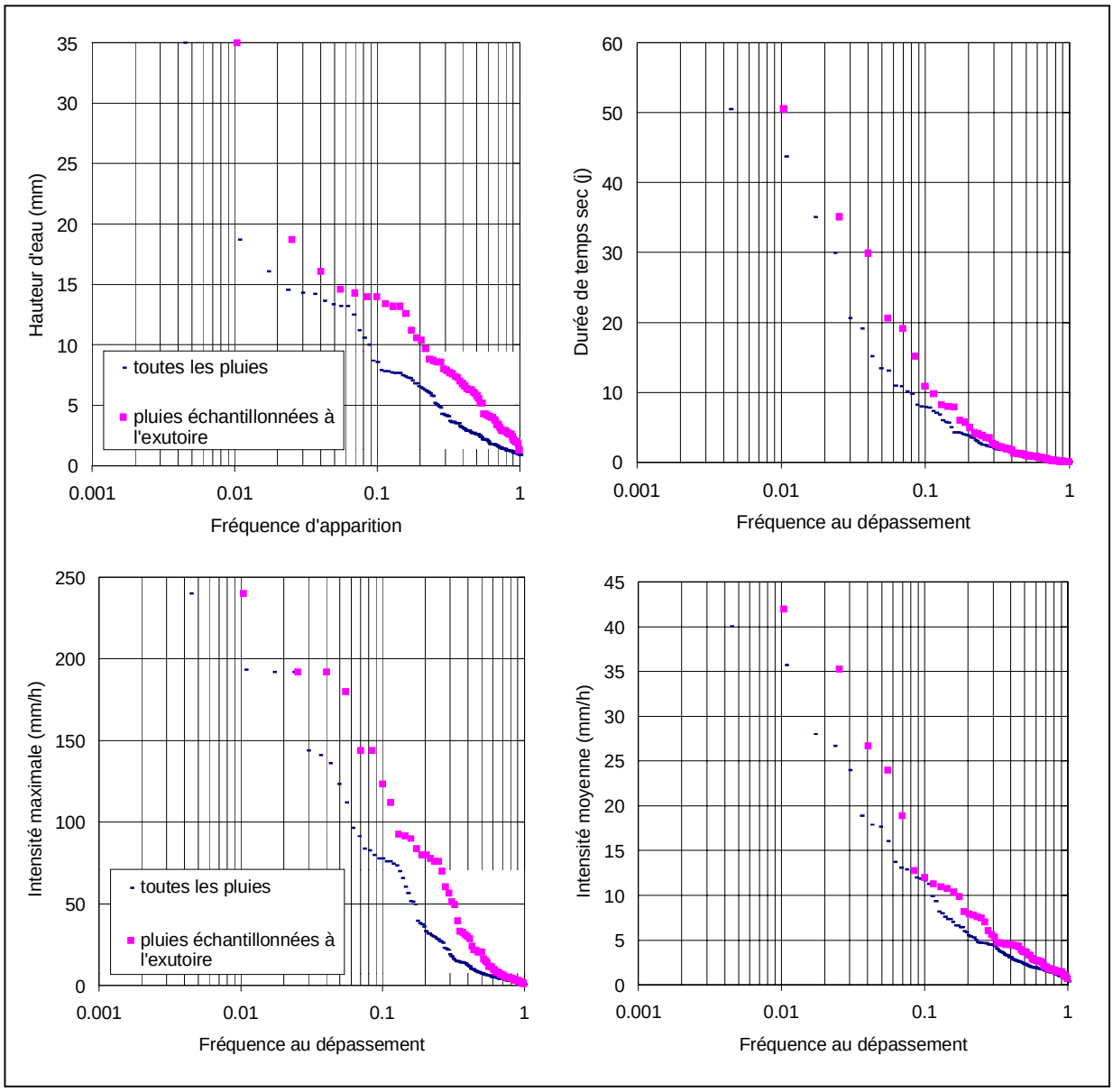


Figure 107: distributions des événements pluvieux échantillonnés et de l'ensemble des événements pluvieux durant la période de mesure

2. CONCENTRATIONS ET FLUX MOYENS A L'ECHELLE DE L'EVENEMENT PLUVIEUX

2.1. Critique des données de concentrations

La critique des données de concentration moyenne avait pour objectif de repérer et d'écarter d'éventuelles valeurs aberrantes, dues à des erreurs d'analyse. Elle s'est basée sur l'existence d'une bonne corrélation entre les concentrations en MES, MVS, DCO totale, DBO5 totale, ainsi qu'entre les concentrations de DCO dissoute et de DBO5 dissoute ($R^2 \approx 0.8$). Seules deux valeurs de DCO, correspondant aux pluies du 26 et du 27/04/97, ont été éliminées du fait de leur valeur anormale par rapport aux concentrations en DBO5 et en MES (voir graphiques en annexe). Pour les métaux, la critique des données s'est basée sur l'existence d'assez bonnes corrélations entre les différents métaux et entre métaux et MES. Elle a abouti à la suppression de la concentration en zinc (total et dissous) du 25/04/97. Pour les hydrocarbures, le faible nombre de données et l'absence de corrélations claires avec d'autres paramètres n'ont pas permis de critique des données, toutes les valeurs ont donc été conservées.

2.2. Concentrations et flux de MES, MVS, DCO et DBO5, à l'échelle de l'événement pluvieux

2.2.1. Ordre de grandeur et comparaison avec la bibliographie

Les ordres de grandeur des concentrations et des flux de matières en suspension et de matière oxydable mesurés à l'échelle de l'événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant et synthétisés en Tableau 115, sont comparables aux valeurs citées dans la littérature pour les réseaux unitaires (rappelées en Tableau 116, détails en tableau 67 du chapitre 2.1), et notamment aux valeurs mesurées dans le collecteur des Coteaux à Paris.

Tableau 115 : concentration et flux de MES, MVS, DCO et DBO5 à l'exutoire du bassin versant, à l'échelle de l'événement pluvieux

	Concentrations (mg/l)			Flux par unité de surface (kg/ha)		
	1er décile	médiane	9ème décile	1er décile	médiane	9ème décile
MES	121	221	519	6.4	12.7	25.8
MVS	87	140	331	4.8	8.9	16.1
DCO	190	331	639	10.8	19.7	37.1
DBO5	81	139	262	4.2	7.8	13.4

Tableau 116 : rappel des données bibliographiques sur les concentrations moyennes par événement, en métaux et hydrocarbures, à l'exutoire des réseau unitaires. ((x) = moyenne sur l'ensemble des événements d'une campagne de mesure)

Référence	MES (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO5 (mg/l)
[Hoghland et al. ; 84], [Philippe et al. ; 87], [Geiger ; 86], [Saget ; 94]	(152) à (670)	(114) à (570)	(48) à (270)
Collecteur des Coteaux [Philippe et al. ; 87]	118 à 508 (260)	126 à 581 (295)	36 à 113 (82)

2.2.2. Comparaison avec les flux de temps sec

La comparaison avec les charges moyennes journalières des eaux de temps sec souligne l'importance de la pollution véhiculée au cours d'un événement pluvial.

Tableau 117 : rappel des concentrations et flux journaliers des eaux de temps sec

Eaux de temps sec	MES	MVS	DCO	DBO5
Concentration (mg/l)	111 - 194	91 - 166	246 - 465	115 - 212
Flux journalier (kg/j/ha)	14 - 23	12 - 19	35 - 55	16 - 28

En terme de concentration, la concentration moyenne en MES et en MVS au cours d'un événement pluvieux est toujours supérieure ou égale à la concentration moyenne journalière des eaux de temps sec du bassin versant et dans la plupart des cas supérieure ou égale à la concentration moyenne des eaux usées à l'échelle de l'événement pluvial. Les concentrations moyennes en DCO et en DBO5 sont supérieures ou égales aux concentrations moyennes journalières des eaux de temps sec pour 50% des événements pluvieux. Notons que les volumes générés par ces événements pluvieux, sur des durées de 1 à 8 heures, représentent 2 à 13 fois le volume des eaux de temps sec et que le débit maximum au cours de l'événement atteint 2 à 20 fois le débit de temps sec.

En terme de masse , les 10% des événements les plus chargés véhiculent chacun , en l'espace de quelques heures au plus :

- une masse de MES et de MVS supérieure à la masse journalière générée par les eaux usées du bassin versant ;
- une masse de DCO et de DBO5 supérieure à la moitié de la masse journalière de temps sec.

L'événement le plus chargé dans le cadre de cette campagne de mesure a véhiculé une masse de DCO, de DBO5 et de MVS équivalente à celle produite en une journée par les eaux de temps sec et une masse de MES du double de la masse journalière par temps sec. Bien que ces ratios soient moins élevés que ceux cités dans [Chocat et Eurydice ; 97] (voir synthèse

bibliographique, chapitre 2.1), ils démontrent néanmoins le danger que représentent pour le milieu naturel les déversements directs d'eaux pluviales unitaires via les déversoirs d'orage.

Le rapport DCO/DBO5 mesuré par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant est de l'ordre de 1.8 à 3, ce qui est comparable aux valeurs mesurées pour les eaux de temps sec et nettement inférieur aux valeurs mesurées pour les eaux de ruissellement.

2.3. Concentrations et flux de métaux et d'hydrocarbures, à l'échelle de l'événement pluvieux

2.3.1. Ordre de grandeur

Le Tableau 118 synthétise les ordres de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux et des masses par événement pluvieux mesurés pour les métaux et les hydrocarbures à l'exutoire du basin versant.

Tableau 118 : concentration et flux de métaux et d'hydrocarbures à l'exutoire du bassin versant, à l'échelle de l'événement pluvieux

	Concentrations (µg/l)			Flux par unité de surface (g/ha)		
	1er décile	médiane	9ème décile	1er décile	médiane	9ème décile
Cd	0.8	1.5	3.3	0.05	0.13	0.23
Cu	58	117	208	4.0	7.4	20.5
Pb	132	211	377	5.1	15.3	37.8
Zn	1024	1530	3343	66	121	249
Hc	566	873	3039	23	63	186

2.3.2. Comparaison avec les données de la littérature

Les concentrations en cuivre, plomb et zinc des eaux de temps de pluie à l'exutoire du Marais sont du même ordre de grandeur que les valeurs citées dans le littérature pour les réseaux d'assainissement unitaires (synthèse en Tableau 119 et détails en tableau 67 du chapitre 2.1). Elles sont notamment comparables aux valeurs mesurées par [Philippe et al. ; 87] au niveau du collecteur des Coteaux à Paris. On notera cependant que les concentrations en zinc pour les sites parisiens (Le Marais et collecteur des Coteaux) sont dans la tranche supérieure des valeurs bibliographiques, ce qui est à relier sans doute à la prépondérance des toitures en zinc dans Paris.

Les concentrations en hydrocarbures des eaux pluviales à l'exutoire du Marais sont dans l'ensemble inférieures aux concentrations mesurées pour le collecteur des Coteaux et pour

les bassins versants unitaires de la base QASTOR. Cela peut s'expliquer par l'absence quasi totale d'activités industrielles sur le bassin du Marais.

Il est à noter que les concentrations en cadmium sont très nettement inférieures aux valeurs bibliographiques, et en particulier aux concentrations mesurées il y a dix ans dans le collecteur des Coteaux. Les travaux de [Garnaud et al. ; 98] ont en effet montré une diminution d'un facteur dix des concentrations en cadmium dans les eaux de pluie de l'agglomération parisienne par rapport aux valeurs mesurées il y a une dizaine d'années. Par ailleurs, les travaux de [Estèbe ; 97] sur les matières en suspension en Seine ont également montré une diminution des concentrations particulaires en cadmium depuis 1991, traduisant une baisse de la production urbaine de ce métal.

Tableau 119 : rappel des données bibliographiques sur les concentrations moyennes par événement, en métaux et hydrocarbures, à l'exutoire des réseau unitaires. ((x) = moyenne sur l'ensemble des événements d'une campagne de mesure)

Référence	Cd (µg/l)	Cu (µg/l)	Pb (µg/l)	Zn (µg/l)	Hc (µg/l)
[Hoghland et al. ; 84], [Saget ; 94], [Philippe et al. ; 87]	(7) à (43)	(180) à (380)	(100) à (510)	(350) à (2000)	(2900) à (4610)
Collecteur des Coteaux [Philippe et al. ; 87]	1.2 à 20 (10)	-	90 à 390 (260)	910 à 2660	2270 à 12600 (4610)

2.3.3. Comparaison avec les flux de temps sec

La comparaison des flux de métaux et d'hydrocarbures dans les eaux de temps de pluie avec les flux journaliers de temps sec (rappelés en Tableau 120) souligne la forte contamination des eaux pluviales et l'impact que peut avoir le rejet de ces eaux, sans traitement préalable, dans le milieu naturel.

Les masses de cuivre et d'hydrocarbures véhiculés au cours d'un événement pluvial sont comparables aux masses véhiculées au cours d'une journée par les eaux usées de temps sec, tandis que les masses de cadmium au cours d'un événement sont toujours supérieures à la masse journalière par temps sec. Les masses de plomb et de zinc véhiculées à l'exutoire au cours d'une pluie sont quant à elles près de dix fois supérieures à la masse journalière des eaux de temps sec.

Tableau 120 : rappel des concentrations et flux journaliers de métaux et hydrocarbures des eaux de temps sec

Eaux de temps sec	Cd	Cu	Pb	Zn	Hc
Concentration (µg/l)	0.03 à 0.52	61 à 97	6.5 à 19.8	103 à 223	360 à 1790
Flux journalier (g/j/ha)	0.003 à 0.06	6.8 à 12.4	0.7 à 2.5	11.8 à 24.8	36 à 220

Rappelons que ces masses sont générées par des événements pluvieux d'une durée de 1 à 8 heures (au niveau de l'exutoire), engendrant des volumes de 2 à 13 fois le volume des eaux de temps sec durant la même plage horaire et des débits maximum atteignant 2 à 20 fois le débit de temps sec.

2.4. Variabilité en fonction de l'événement pluvieux

L'étude des corrélations entre les concentrations moyennes par événement pluvieux et les paramètres Htot, Imax, Imax20, Durée et DTS caractérisant l'événement pluvieux, ou les paramètres Qmoy, Qmax et Vtot caractérisant l'écoulement à l'exutoire, n'a pas permis de dégager de relation claire (tableau des coefficients de corrélation en annexe 3). On observe une tendance à la décroissance des concentrations pour des hauteurs de pluie, des volumes écoulés, ou des durées de pluie croissantes, le coefficient de corrélation étant cependant faible (R=-0.38 à –0.58). Les coefficients de corrélation entre la concentration et l'intensité de pluie moyenne ou maximale, le débit d'écoulement moyen ou maximale, ou la durée de temps sec précédente ne sont pas significativement différents de zéro.

Les masses totales par événement pluvieux présentent une meilleure relation avec les caractéristiques de l'événement pluvieux. Les principaux paramètres explicatifs sont le volume total écoulé (ou la hauteur de pluie) et le débit maximal (ou l'intensité maximale). Les coefficients de corrélation restent cependant faibles en général (R=0.4 à 0.8, voir tableau en annexe 3).

2.5. Conclusions sur les concentrations et les masses par événement pluvieux

Les concentrations en MES, MVS, DCO, DBO5, Cu, Pb et Zn mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant sont comparables aux valeurs bibliographiques, alors que les concentrations en hydrocarbures sont plutôt inférieures. Les concentrations en cadmium sont nettement inférieures aux valeurs mesurées par le passé ce qui est sans doute attribuable à une baisse de la production urbaine de ce métal.

La comparaison des effluents de temps de pluie avec les eaux de temps sec souligne l'importance de la pollution engendrée par un événement pluvial. La masse polluante véhiculée à l'exutoire du bassin versant au cours d'un événement pluvieux d'une durée de 1 heure à 7 heures est :

- 10 fois supérieures à la masse journalière des eaux de temps sec pour le plomb et le zinc,
- supérieure à la masse journalière des eaux de temps sec pour le cadmium,
- équivalente à la masse journalière des eaux de temps sec pour le cuivre et les hydrocarbures.

Pour 10% des événements pluvieux, la masse de MES et de MVS générée au cours de l'événement pluvieux est supérieure à la masse journalière de temps sec tandis que la masse de DCO et de DBO5 est supérieure à la moitié de la masse journalière de temps sec.

Les concentrations moyennes par événement pluvieux mesurées à l'exutoire ne sont que faiblement reliées aux caractéristiques de l'événement pluvieux. Les masses totales générées par une pluie augmentent avec la hauteur précipitée et l'intensité maximale , ces paramètres n'expliquent cependant qu'une partie de la variabilité observée.

3. REPARTITION DE LA POLLUTION ENTRE LA PHASE PARTICULAIRE ET LA PHASE DISSOUTE, ET CARACTERISTIQUES DES PARTICULES EN SUSPENSION

3.1. Répartition de la pollution entre la phase particulaire et la phase dissoute, en moyenne sur l'événement pluvieux

Les particules sont le principal vecteur de pollution organique, de métaux et d'hydrocarbures dans les eaux pluviales à l'exutoire du bassin versant. La proportion de DCO (respectivement de DBO5) liée aux particules en moyenne sur l'événement pluvieux est supérieure à 73 % (respectivement à 65%) dans 90 % des cas, et supérieure à 80 % dans 50 % des cas. La proportion de cadmium, cuivre et plomb liée au particules est supérieure à 90% pour 90% des événement pluvieux étudiés. La proportion de zinc et d'hydrocarbures liés aux particules est supérieure respectivement à 67% et à 70%, dans 90% des événements étudiés.

On note par ailleurs une augmentation de la proportion de matière oxydable liée aux particules avec la concentration en MES de l'effluent.

Ces résultats obtenus pour un grand nombre d'événements pluvieux corroborent les valeurs mesurées par [Chebbo ; 92] pour un nombre restreint de pluies. Ils confirment qu'un traitement des eaux pluviales unitaires visant à éliminer les matières en suspension permettrait également de réduire efficacement la pollution en matière organique, en métaux et en hydrocarbures, et ce en particulier pour les événements les plus chargés.

Tableau 121: pourcentage de pollution liée aux particules, en moyenne sur l'événement pluvieux

Pourcentage de pollution lié aux particules	Exutoire du Marais			Biblio
	1er décile	médiane	9ème décile	[Chebbo ; 92]
% DCO	73	82	91	83 à 92 %
% DBO5	65	80	90	83 à 91%
% Cd	93	99	100	
% Cu	91	96	99	
% Pb	90	97	99	82 à 99%
% Zn	67	88	98	
% Hydrocarbures	70	82	95	99 à 100%

3.2. Caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires du Marais

3.2.1. Teneurs en matière oxydable

Les MES transportées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant présentent des teneurs en matière volatile relativement élevées, comparées aux valeurs citées dans la littérature (Tableau 122). Les teneurs en matières volatiles sont de l'ordre de 50 à 80%, contre 24 à 55% pour les données de [Chebbo ; 92]. Les teneurs en DCO et en DBO5 sont quant à elles comparables aux valeurs que nous avions évaluées à partir des données de [Chebbo ; 92] et de [Saget ; 94] (calcul au chapitre 2.1, paragraphe 3.3.1).

Ces teneurs restent cependant inférieures à celles mesurées pour les eaux de temps sec.

On observe une diminution des teneurs en MVS, DCO et DBO5 lorsque l'intensité de pluie maximale croit. Ce phénomène est particulièrement net pour les teneurs en MVS (R=-0.8). Il est à relier à des phénomènes d'érosion de particules minérales, en surface ou dans le réseau.

Tableau 122: teneur en matière organique des particules en suspension dans les eaux unitaires de temps de pluie

Teneurs dans les particules	Exutoire du Marais			Bibliographie
	1er décile	médiane	9ème décile	[Chebbo ; 92], [Saget ; 94]
MVS / MES (g / g)	55	68	78	24 à 55 %
DCOp / MES (gO2 / g)	0.92	1.23	1.48	*0.93 à 1.34*
DBO5p / MES (gO2 / g)	0.3	0.47	0.65	*0.23 à 0.6*

3.2.2. Teneurs en micro polluants

Les particules en suspension dans les eaux pluviales à l'exutoire du bassin versant sont fortement contaminées en métaux lourds, et, dans une moindre mesure, en hydrocarbures.

Les teneurs métalliques particulaires sont supérieures à celles mesurées par [Michelbach et al. ; 92] d'un facteur d'environ 2 pour le cadmium et d'un facteur 4 à 5 pour le cuivre, le plomb et le zinc.

Les teneurs particulaires en plomb et en zinc sont supérieures d'un facteur 10 à celles des matières en suspension dans les eaux de temps sec (Tableau 124). Les teneurs en cadmium

sont supérieures d'un facteur 4 à celles des particules de temps sec. Les teneurs en cuivre et en hydrocarbures sont quant à elles comparables aux valeurs mesurées par temps sec.

Tableau 123: teneur en métaux et hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux unitaires de temps de pluie

Teneurs dans les particules	Exutoire du Marais			Bibliographie
	1er décile	médiane	9ème décile	[Michelbach et al. ; 92]
Cdp / MES (mg / kg)	4	8	11	1.55 à 6.52
Cup / MES (mg / kg)	390	500	700	73 à 187
Pbp / MES (mg / kg)	600	900	1600	33 à 294
Znp / MES (mg / kg)	4700	6900	9000	1136 à 1880
HCp / MES (mg / kg)	1300	3600	13000	-

Tableau 124: rappel des teneurs dans les effluents de temps sec du Marais et de la teneur maximale autorisée pour l'utilisation agricole des boues

Teneurs dans les particules	Effluent moyen journalier de temps sec	Utilisation agricole des boues NF U44-041
Cdp / MES (mg / kg)	1 à 2.8	20
Cup / MES (mg / kg)	330 à 530	1000
Pbp / MES (mg / kg)	11 à 110	800
Znp / MES (mg / kg)	480 à 1060	3000
HCp / MES (mg / kg)	2000 à 9600	-

Il est intéressant de comparer les teneurs en métaux lourds des MES de temps de pluie avec les valeurs maximales autorisées par la norme NF U44-041 pour l'utilisation agricole des boues (Tableau 124). Les teneurs en cadmium et en cuivre sont toujours inférieures à la valeur maximale autorisée. En revanche, la valeur limité de 3000 mg / kg de zinc est dépassée pour l'ensemble des événements pluvieux étudiés et la seuil de 800 mg / kg de plomb est excédé pour 62% des événements étudiés. Pour ces deux métaux, la question du devenir des boues résultant d'une épuration des eaux pluviales se pose de façon cruciale.

3.2.3. Vitesses de chute

3.2.3.1. Ordre de grandeur des vitesses de chute

Les vitesses de chute mesurées à l'exutoire par temps de pluie sont nettement supérieures à celles des eaux de temps sec : la vitesse de chute médiane V50 varie entre 0.012 et 0.059 cm / s suivant l'événement pluvieux, contre 0.001 à 0.013 cm / s par temps sec. Il subsiste cependant une fraction non négligeable de particules avec de très faibles vitesses de sédimentation et dont le traitement par décantation simple paraît difficile. 17 à 39% des MES ont une vitesse de chute inférieure à 0.002 cm / s.

Tableau 125: vitesses de chute des matières en suspension et des matières volatiles en suspension dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire du bassin versant

		V80 cm / s	V50 cm / s	% < 0.002 cm / s
MES	1er décile	0.077	0.012	39.5
	médiane	0.151	0.032	25.9
	9ème décile	0.210	0.059	16.6
MVS	1er décile	0.073	0.010	44.3
	médiane	0.147	0.028	29.8
	9ème décile	0.211	0.050	20.1

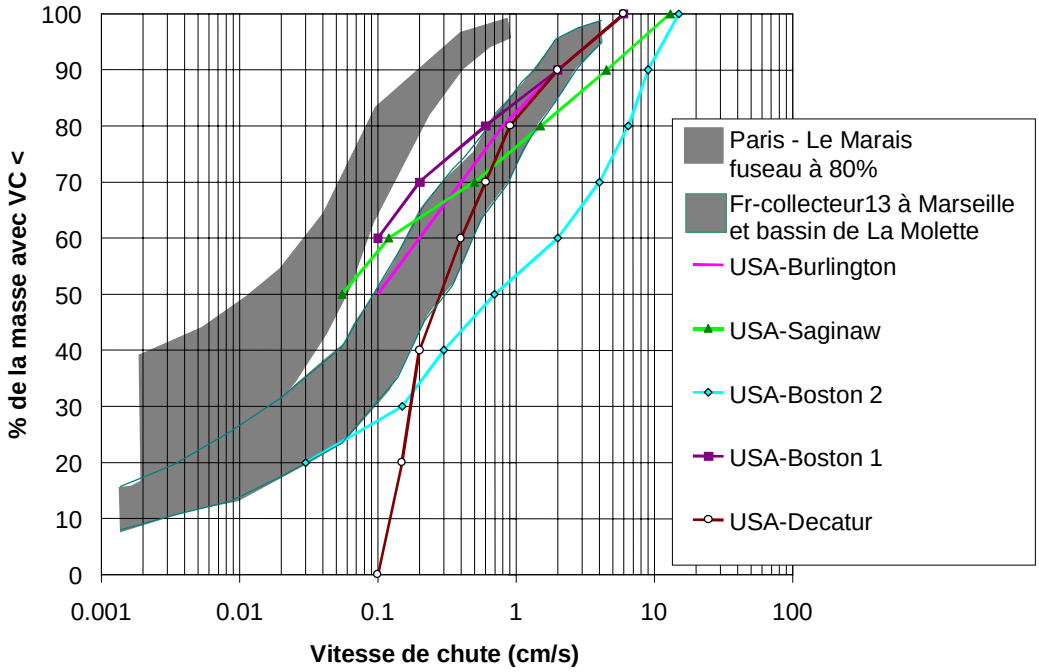


Figure 108: comparaison des vitesses de chute mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant avec les données de la littérature

Les vitesses de chute mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant se situent à la limite inférieure des valeurs bibliographiques (voir Figure 108 et synthèse bibliographique chapitre 2.1). Quel que soit l'événement pluvieux considéré, elles sont inférieures aux valeurs obtenues par [Chebbo ; 92] à l'exutoire de deux réseaux unitaires (le collecteur 13 à Marseille, et l'entrée du bassin de la Molette en Seine Saint Denis). La courbe médiane de distribution des vitesses de chute à l'exutoire du Marais est inférieure d'un facteur 10 à la distribution moyenne établie par [Chebbo ; 92].

Nous voyons trois explications permettant de justifier cet écart par rapport aux données bibliographiques.

- Les vitesses de chute plus faibles dans le cas du Marais sont à relier aux plus fortes teneurs en matière organique. Pour les cinq échantillons analysés par [Chebbo ; 92], les teneurs en MVS étaient de 24 à 55% et la densité des particules de 1.7 à 2.15. Dans notre cas, les teneurs en MVS sont de 50 à 80%, ce qui permet d'estimer des densité entre 1.4 et 1.7. D'après la loi de Stokes, la vitesse de chute Vc d'une particule isolée de diamètre d et de masse volumique ρs, en chute libre dans un liquide de viscosité dynamique η et de densité ρ est donnée par : $Vc = \frac{1}{18}(\rho s - \rho)g\frac{d^2}{\eta}$. Une particule de densité 2.15 aurait de ce fait une vitesse de chute trois fois plus élevée qu'une particule de densité 1.4. De plus, [Chebbo ; 92] a observé un effet d'accélération de la décantation par rapport aux valeurs données par la formule de Stokes, sans doute dû à une agglomération des particules. Ce phénomène était visible pour des particules ayant des teneurs en MVS de 20 à 50%, l'effet étant maximal pour des teneurs autour de 20%. Pour des teneurs supérieures à 50%, comme c'est le cas pour les échantillons du Marais, cet effet d'accélération ne semblait pas se produire.
- Les protocoles de mesure des vitesses de chute utilisés aux USA, celui utilisé en France par [Chebbo ; 92] et le protocole CERGRENE95 appliqué dans le cas du Marais sont fondamentalement différents. Or, les comparaisons effectuées par [Lucas et al. ; 98] ont montré des différences de vitesse de chute pouvant atteindre un facteur 15 en fonction du protocole de mesure. Dans le cas des mesures effectuées par Chebbo, une agglomération des particules a pu avoir lieu du fait de la conservation prolongée de certains échantillons et du prétraitement des solides. Les mesures de vitesse de chute effectuées par [Ruscassier ; 96] pour trois événements pluvieux, à l'entrée du bassin de la Molette, avec le protocole CEGRENE95 ont conduit à des vitesses de chute nettement inférieures à celles mesurées précédemment par [Chebbo ; 92] et comparables aux valeurs les plus

fortes obtenues dans le cas du Marais (voir Figure 109). Notons cependant que les deux événements pluvieux étudiés par [Chebbo ; 92] étaient des événements de forte intensité (Imoy= 8.7 et 48.5 mm / h) comparés aux événements étudiés par [Ruscassier ; 96] (Imoy= 1.6 à 11 mm / h) et à ceux étudiés sur le bassin versant du Marais (Imoy = 0.9 à 24 mm / h).

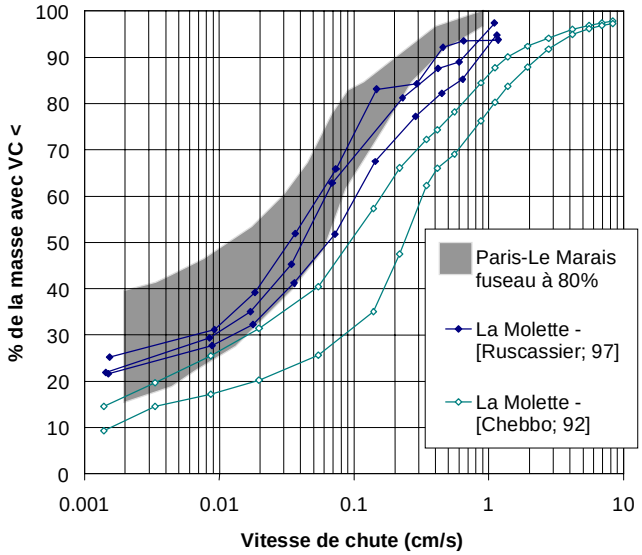


Figure 109 : comparaison des vitesses de chute mesurées à l'entrée du bassin de retenue de la Molette par [Chebbo; 92] et [Ruscassier; 96] et à l'exutoire du bassin versant du Marais

3.2.3.2. Teneurs en MVS par classe de vitesse de chute

Le calcul des teneurs en MVS par classe de vitesse de chute fait apparaître :

- une teneur légèrement plus élevée pour les particules difficilement décantables (Vc< 0.002 cm / s), avec une médiane de 80%,
- des teneurs en MVS comparables pour les classes 0.002 à 0.02 cm / s, 0.02 à 0.2 cm / s et > 0.2 cm / s, avec une valeur médiane de 64 à 67%.

Les vitesses de chute mesurées pour les matières volatiles diffèrent assez peu de celles des MES. Ces résultats permettent d'espérer une efficacité de la sédimentation vis à vis des matières organiques particulaires comparable à celle obtenue pour les solides.

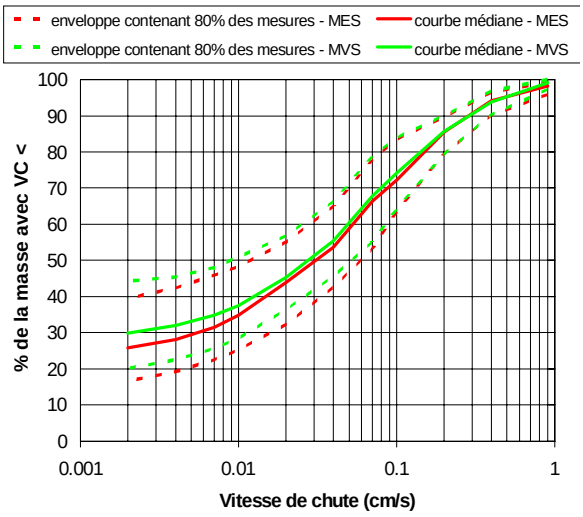


Figure 110: distribution des vitesses de chute des MES et des MVS, par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant

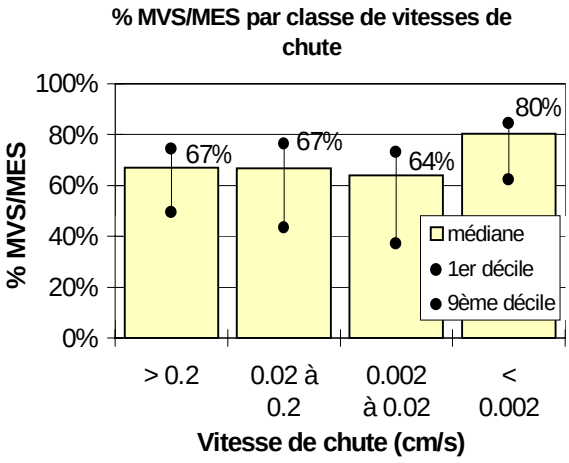


Figure 111: teneur en MVS par classe de vitesse de chute, par temps de pluie à l'exutoire

3.2.3.3. Relations entre vitesses de chute des particules et caractéristiques de l'événement pluvieux

L'indice V50 varie d'un facteur 5 en fonction de l'événement pluvieux considéré. Cette variation est supérieure à l'incertitude d'analyse et peut être reliée à la variabilité de la concentration moyenne de l'effluent. On constate qu'il existe une relation linéaire entre le V50 et la concentration en MES (Figure 112), phénomène qui avait déjà été observé par [Chebbo ; 92]. Il semble que les pluies entraînant les charges de MES les plus élevées véhiculent également une plus grande proportion de solides facilement décantables.

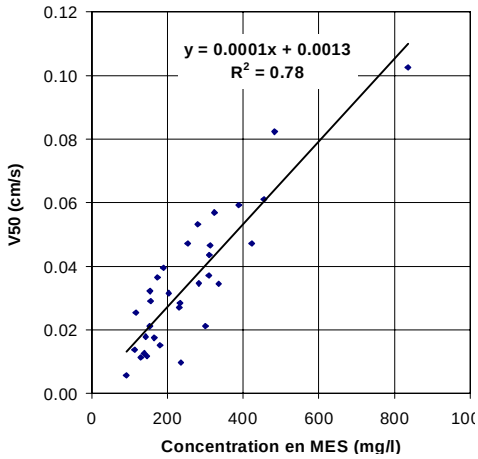


Figure 112: V50 des effluents de temps de pluie à l'exutoire en fonction de la concentration en MES

La Figure 113 montre une augmentation de la proportion de particules de vitesse de chute comprise entre 0.02 et 0.2 cm/s ainsi qu'une diminution de la proportion de particules de vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s quand la concentration en MES augmente. En revanche, la proportion de particules dans les classes > 0.2 cm/s et 0.002 à 0.02 cm/s ne paraît pas reliée à la concentration totale. Il en est de même pour la teneur en MVS par classe de particules.

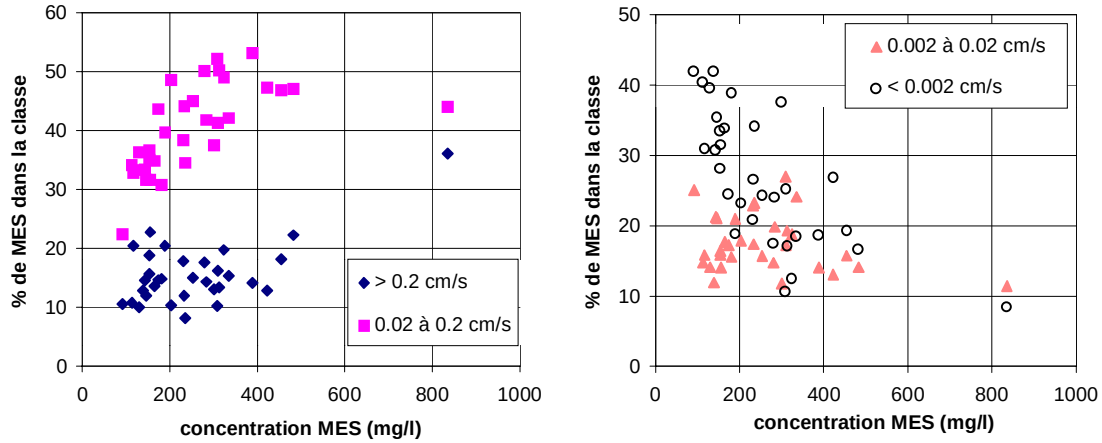


Figure 113: proportion de particule dans chaque classe de vitesse de chute en fonction de la concentration totale en MES

Nous avons cherché à relier la vitesse de chute des particules des eaux de ruissellement de chaussée aux principales caractéristiques de l'événement pluvieux: Imax, Imoy, Htot, Durée et DTS, ainsi qu'aux caractéristiques de l'écoulement : Vtot, Qmax, Qmoy. L'étude de corrélation a porté sur la concentration en particules et sur la fraction de la masse totale de particules dans chacune des quatre classes de vitesses de chute suivantes: Vc< 0.002 cm/s, 0.002<Vc<0.02 cm/s, 0.02<Vc<0.2 cm/s et Vc>0.2 cm/s.

Les résultats nous amènent à distinguer deux catégories de particules ayant des comportement totalement différents :

Particules ayant des vitesses de chute supérieures à 0.002 cm/s. La concentration de ces particules dans l'effluent augmente avec l'intensité moyenne de la pluie. Leur proportion dans l'échantillon à également tendance à augmenter lorsque Imoy et Imax augmentent. Ces particules proviennent vraisemblablement de l'érosion des dépôts sur les surfaces urbaines et dans le réseau.

Particules ayant des vitesses de chute inférieures à 0.002 cm/s. La concentration de ces particules n'est pas reliée à l'intensité de pluie. Elle a tendance à diminuer avec Htot, Vtot et Qmax. La proportion de ces particules dans l'effluent diminue pour les intensités de pluie croissantes.

Par ailleurs, quelle que soit la classe de particules considérée, on note une diminution de la teneur en matières volatiles avec Imax, Qmax ou Qmoy croissants. Ces particules proviennent sans doute en grande part des eaux usées.

3.3. Conclusions sur la répartition dissous / particulaire et les caractéristiques des particules en suspension

Les résultats obtenus à l'exutoire du bassin versant du Marais en terme de répartition de la pollution des eaux pluviales entre la phase dissoute et la phase particulaire confirment les travaux de [Chebbo ; 92], indiquant que les matières en suspension sont le principal vecteur de pollution.

Les particules véhiculées en suspension par temps de pluie à l'exutoire du Marais sont moins organiques que celles des eaux usées, leur teneur en MVS de 50 à 80% est cependant élevée par rapport aux valeurs citées dans la littérature. Ces particules ont des teneurs en hydrocarbures et en cuivre comparables à celles des particules en suspension dans les eaux usées, alors que les teneurs en cadmium sont quatre fois supérieures à celles des eaux usées et les teneurs en plomb et en zinc sont dix fois supérieures à celles des eaux usées. La comparaison avec les teneurs maximales autorisées pour l'utilisation agricole des boues (norme NF U44-041) souligne la forte contamination en zinc et en plomb des matières en suspension dans les eaux pluviales.

Les vitesses de sédimentation mesurées pour les eaux de temps de pluie à l'exutoire du bassin sont nettement supérieures à celles des eaux usées et supérieures à celles des eaux de ruissellement. Elles restent cependant inférieures aux valeurs mesurées par [Chebbo ; 92]. La vitesse de chute médiane V50 varie, dans 80% des cas, entre 0.012 et 0.059 cm/s et une proportion de 17 à 39% des particules décante avec une vitesse de chute inférieure à 0.002 cm/s. Les vitesses de sédimentation des matières volatiles diffèrent peu de celles des matières en suspension.

Les particules ayant des vitesses de chute inférieures à 0.002 cm/s présentent une plus forte teneur en matières volatiles et leur concentration dans l'effluent ne semble pas être reliée aux caractéristiques de l'événement pluvieux. En revanche, on observe une augmentation de la concentration en particules de vitesse de chute supérieure à 0.002 cm/s avec l'intensité de la pluie. Globalement, on note que les pluies entraînant les charges de MES les plus élevées véhiculent également une plus grande proportion de solides facilement décantables.

4. REPARTITION DE LA POLLUTION AU COURS DE L'EVENEMENT PLUVIEUX

4.1. Caractéristiques générales des pollutogrammes à l'exutoire du bassin versant

Les pollutogrammes mesurés à l'exutoire du bassin versant sont relativement complexes, et il est difficile de définir comme dans le cas des eaux de ruissellement de chaussée différents types de pluies conduisant à des formes de pollutogrammes caractéristiques. De nombreux facteurs influencent en effet la forme des pollutogrammes à l'exutoire : forme du pollutogramme des eaux de ruissellement à l'entrée du réseau, fonction de transfert du réseau, concentration et débit d'eaux usées, phénomènes d'érosion et de sédimentation au cours du transport en réseau

Nous avons cependant relevé les phénomènes suivants :

- Pour les pluies générant des débits faibles ($Qmax \leq 0.35 m^3/s$, exemple : pluie du 27/11/96 en Figure 114), les concentrations maximales sont observées en début d'événement pluvieux et précèdent généralement le pic de débit. Les concentrations en MES sont supérieures à celle des eaux usées en début d'événement, puis décroissent et deviennent inférieures à la concentration de l'eau usée.
- Pour les pluies générant de forts pics de débit ($Qmax \geq 1 m^3/s$, exemple : pluie du 06/08/96 en Figure 114), on observe de forts pics de concentration autour du pic de débit. Sur les sept pluies de ce type analysées, le pic de concentration précède le pic de débit dans trois cas, il est concomitant dans deux cas et en retard sur le pic de débit dans les deux derniers cas. Les concentrations maximales de MES mesurées vont de 380 à 900 mg/l et sont très supérieures à celles des eaux usées (d'un facteur 2 à 9). Des concentrations inférieures ou égales à celles des eaux usées sont parfois atteintes en fin d'événement.
- Pour les autres pluies, on note des différences dans l'allure des pollutogrammes en fonction de la période de la journée.

Les pluies nocturnes[16] (exemple : pluie du 30/06/97 en Figure 114) sont caractérisées par un fort pic de concentration en début d'événement pluvieux, avec des concentrations en MES supérieures de 3 à 17 fois aux concentrations de l'eau usée. Pour les six événements pluvieux analysés, les concentrations maximales vont de 250 à 600 mg/l de MES. Lorsque l'événement nocturne comprend plusieurs pics de débit, les concentrations sont beaucoup plus faibles pour le deuxième pic et les pics suivants même si les débits sont plus élevés qu'en début de pluie.

Pour les pluies du matin et du début d'après midi (exemple : pluie du 06/05/97 en Figure 114), les concentrations sont fréquemment inférieures à celles des eaux usées, pendant une partie ou la totalité de l'événement pluvieux.

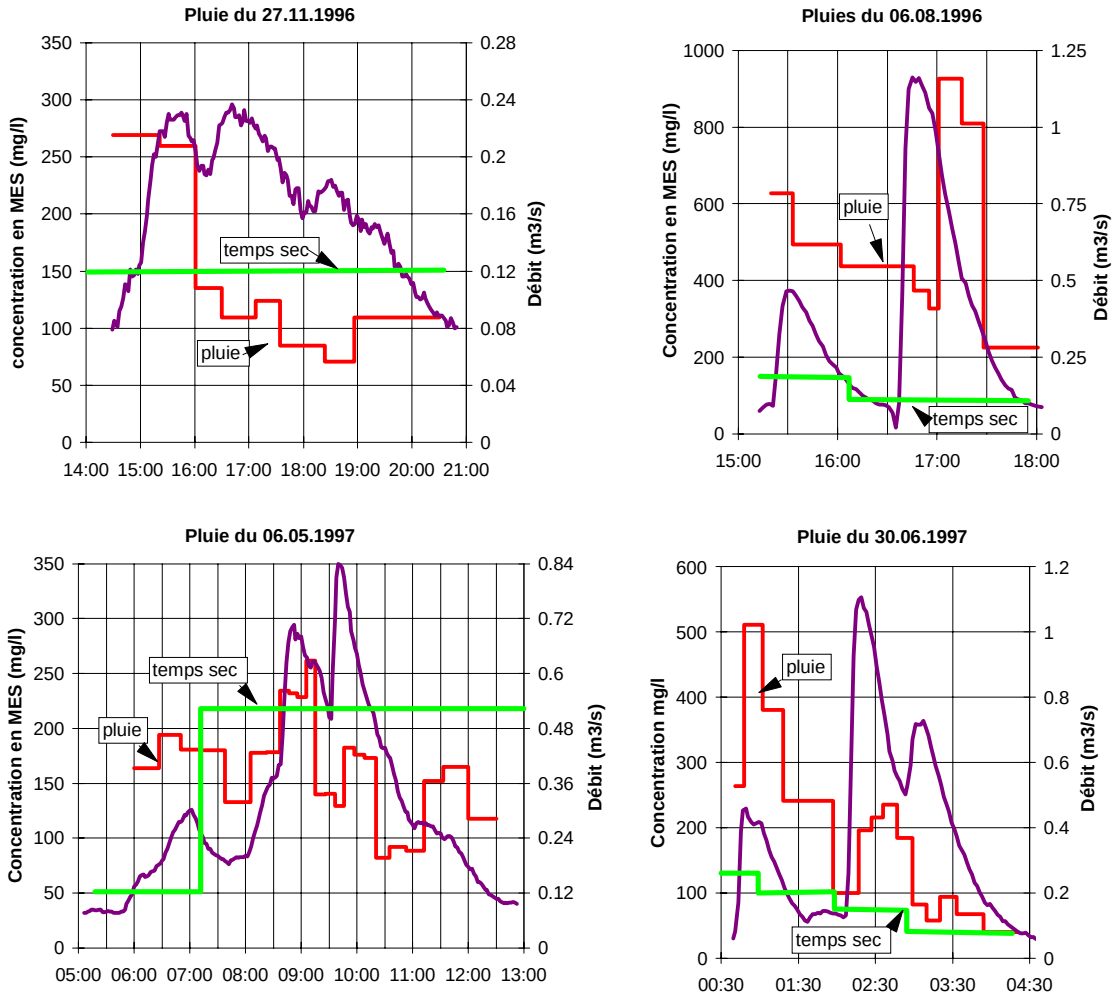


Figure 114: exemples de pollutogrammes pour une pluie faible (27/11/96), une pluie forte (06/08/96), une pluie du matin (06/05/97), une pluie nocturne (30/06/97), et comparaison avec les concentrations des eaux usées de temps sec

[16] Nous considérons comme pluies « nocturnes », les pluies débutant entre 22h et 5h du matin

Par ailleurs nous avons noté que :

- Les concentrations en MES, MVS, DCO totale, DBO5 totale varient généralement en phase au cours de l'événement pluvieux (voir graphes en annexe 3.9).
- Dans la plupart des cas les pics de concentration sont en avance ou sont concomitants avec les pics de débit. Cependant, dans 6 cas sur 34, les pics de concentration sont nettement en retard par rapport au débit (exemple : pluie du 06/08/96 en Figure 114) et dans cinq autre cas un second pic de concentration apparaît peu après le débit maximum. Ces 11 événements sont caractérisés par une durée entre l'intensité maximale et le débit maximal inférieure au temps de concentration du bassin. La durée entre le pic d'intensité maximale et le pic de concentration en retard sur le débit est quant à elle relativement constante, de l'ordre de 20 à 30 minutes. Nous supposons que ce pic est du à l'érosion, au moment du pic d'intensité, des dépôts situés à l'amont des collecteurs. En effet, les entrées d'eau pluviale étant réparties tout le long des collecteurs, le temps entre l'instant du maximum d'intensité de pluie et l'instant du maximum de débit à l'exutoire est inférieur au temps de transfert entre l'amont du réseau et l'exutoire. De ce fait, des particules érodées à l'amont des collecteurs parviendraient à l'exutoire après le pic de débit.

Les fluctuations des concentrations au cours de l'événement pluvieux s'accompagnent de variations plus ou moins sensibles de la nature de l'effluent. Ainsi on observe une augmentation du pourcentage de matière oxydable liée aux particules lors des forts pics de concentration. En effet, les pics de concentrations en DCO et en DBO5 sont essentiellement dus à une forte augmentation des concentrations de DCO et de DBO5 particulaire. Les concentrations en DCO et en DBO5 dissoute varient relativement peu au cours de l'événement (voir Figure 115 et annexe 3.9 pour la DBO5).

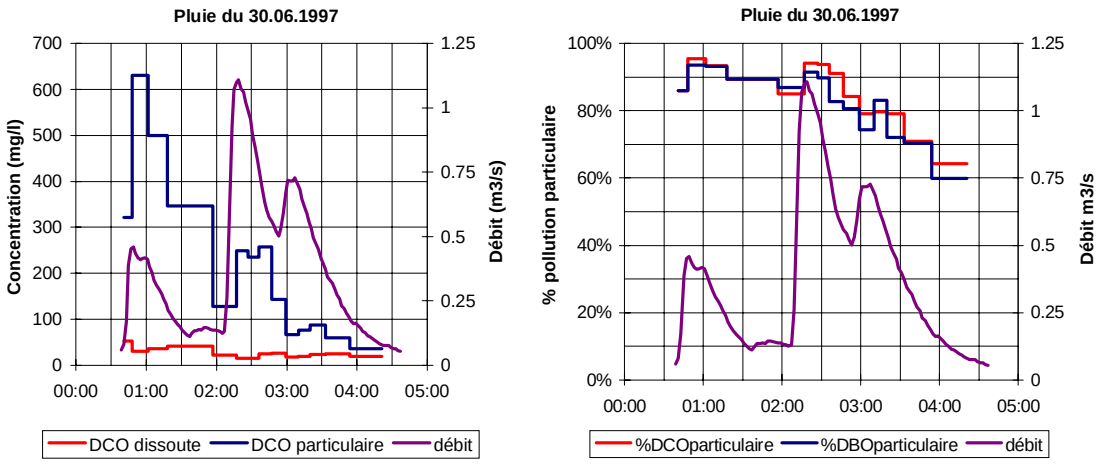


Figure 115: exemple de pollutogramme de matière oxydable particulaire et dissoute et du % de matière oxydable lié aux particules

Par ailleurs, on note des variations du pourcentage de MVS peu importantes pour les événements de faible débit mais significatives pour les pluies fortes. Lors des fortes pluies, le taux de MVS tend à diminuer au moment du pic de débit (Figure 116). Notons que le taux de MVS est en général minimal environ 15 à 20 mn après le maximum de débit, et non au moment du pic de concentration en MES.

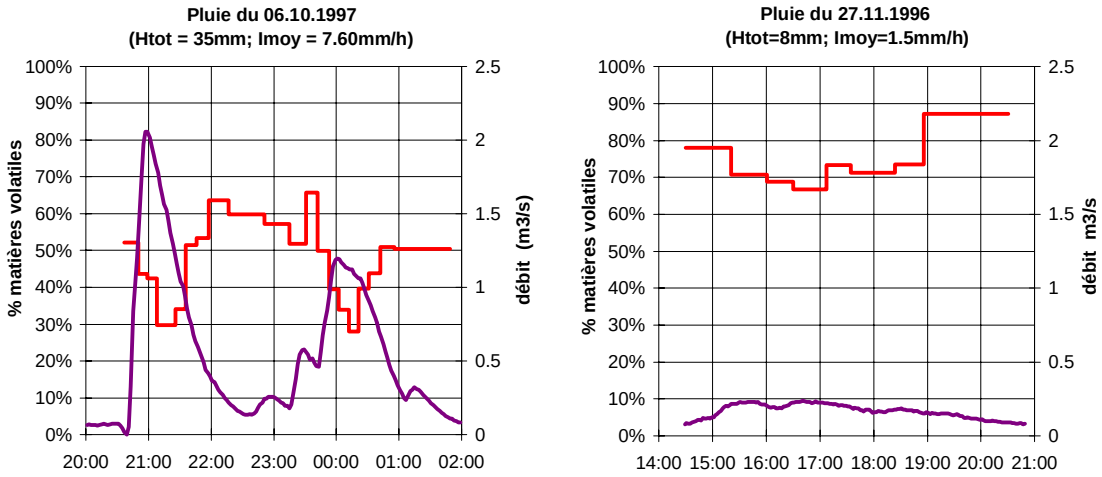


Figure 116: évolution du taux de MVS au cours d'une pluie forte (08/10/97) et d'une pluie faible (27/11/96)

4.2. Cas de pluies successives

Nous nous sommes intéressées plus particulièrement aux pollutogrammes établis pour des événements pluvieux successifs ou des événements pluvieux avec plusieurs pics d'intensité successifs. Ces données sont constituées de :

- 2 séries de pluies successives (Figure 117 et Figure 119) :
  les 21 et 22/05/97 4 pluies successives séparées par des durées de temps sec de 3h à 21h,

  les 16, 17 et 18/05/96 4 pluies successives séparées par des durées de temps sec de 3h30 à 12h

- 3 événements pluvieux présentant 2 à 4 pics de débits successifs (Figure 118 et annexe 3.9) :

  le 19/09/96, le 30/06/97 et le 06/10/97.

Il est assez difficile de tirer des conclusions de ces exemples. Nous avons cependant relevé les points suivants :

Cas des deux séries de pluies successives, séparées par des durées de temps sec de plusieurs heures. Il n'y a pas systématiquement de diminution nette des concentrations lors d'événements successifs. Les flux véhiculés dépendent essentiellement du débit et peuvent être

conséquents même après plusieurs événements pluvieux successifs. Nous n'avons pas observé de phénomène d'épuisement du stock de polluants, ce qui signifie soit que ce stock est très grand, soit qu'il se reconstitue très rapidement.

Cas des événements avec des pics de débit successifs. A débit équivalent, les flux sont généralement plus faibles pour les pics suivants, ce qui traduit un lessivage progressif des particules les plus facilement mobilisables.

Contrairement à ce que nous avions observé pour les eaux de ruissellement de chaussée, les flux ne sont pas systématiquement plus élevés, à débit équivalent, en crue qu'en décrue. Ceci s'explique par l'existence de pics de pollution en retard sur le débit.

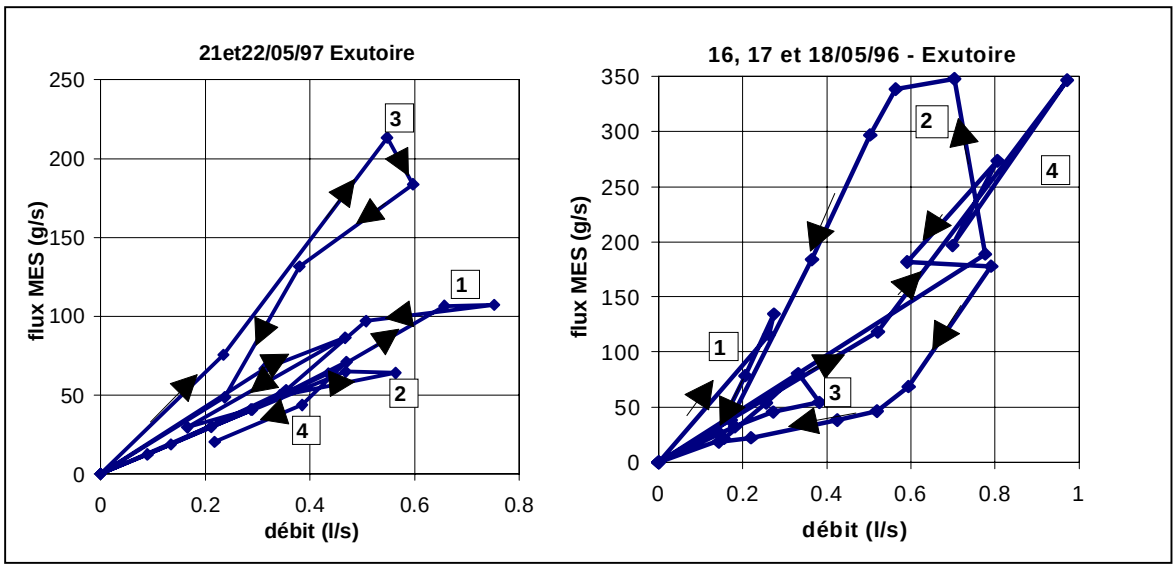


Figure 117: relation flux-débit dans le cas de deux séries de 4 pluies successives

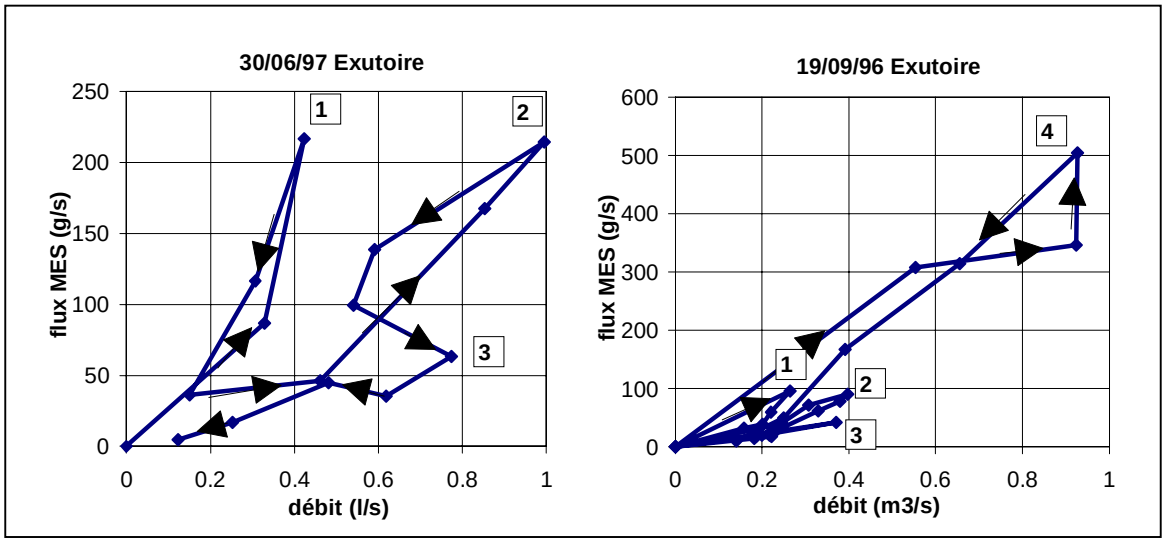


Figure 118: relation flux-débit dans le cas de plusieurs pics de débit successifs

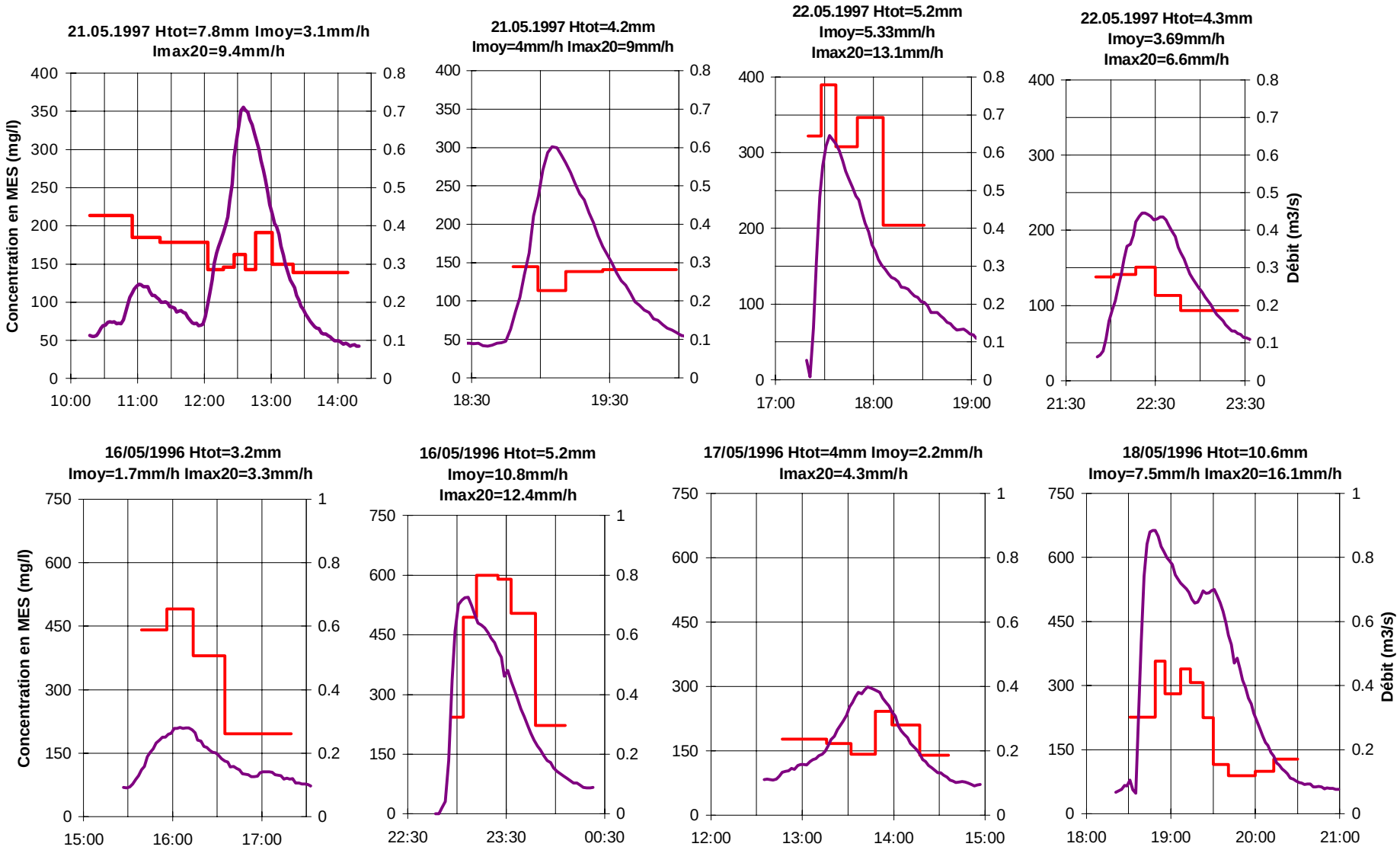


Figure 119: évolution des concentrations en MES dans le cas de pluies successives

4.3. Analyse des courbes masse-volume

4.3.1. Données globales

Si l'on s'en réfère aux données de la littérature (voir synthèse bibliographique chapitre 2.1, paragraphe 3.4.3), l'effet de premier flot serait observé préférentiellement à l'exutoire de bassins versants de petite taille et dont le réseau favorise la sédimentation des eaux usées par temps sec. Ces conditions sont réunies dans le cas du bassin versant du Marais, et l'on pourrait s'attendre à un effet de premier flot assez net.

Les courbes M(V), représentant la fraction de la masse écoulée au temps t en fonction de la fraction du volume écoulé, ont été tracées pour les 34 événements pluvieux étudiés et sont synthétisées en Figure 120.

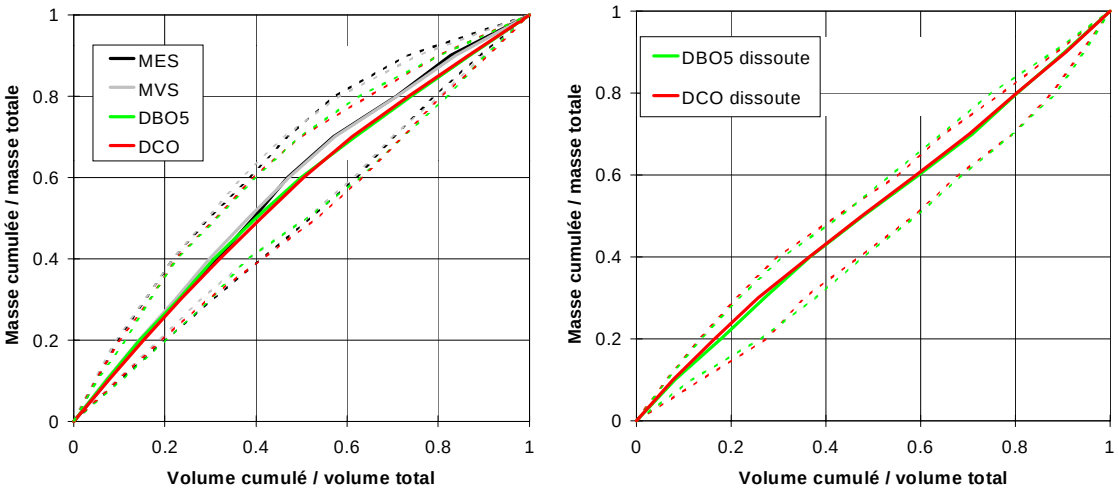


Figure 120: fuseau de répartition masse / volume à l'exutoire du bassin versant (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs)

A l'exutoire du bassin versant du Marais, nous n'avons observé de phénomène de premier flot, au sens de la définition de [Bertrand-Krajewski et al. ; 98], pour aucun événement pluvieux. La majorité des courbes M(V), à l'exutoire du bassin versant se trouvent dans les zones 2 et 3, selon la classification proposée par de [Bertrand-Krajewski et al. ; 98]. Les premiers 30% du volume véhiculent entre 23 et 57 % de la masse de MES. Pour intercepter 80% de la masse de MES, il faudrait intercepter entre 54 et 83% du volume d'effluent.

La répartition de la masse polluante en fonction du volume est sensiblement la même pour les paramètres MES, MVS, DCO totale et DBO5 totale, comme on peut le constater sur la Figure 120. En revanche, pour la DCO dissoute et la DBO5 dissoute, la plupart des courbes

M(V) se situent en zones 3 et 4, proches de la bissectrice, ce qui traduit une répartition relativement homogène des masses au cours de l'événement pluvieux. Nous avons vu en effet que les concentrations de matière oxydable dissoute variaient peu au cours de l'événement.

4.3.2. Comparaison avec les données de la base QASTOR

Nous avons comparé en Figure 121 le fuseau des courbes M(V) mesurées pour les MES à l'exutoire du Marais, avec le fuseau établi par [Saget ; 94] à partir des données des six bassins versants unitaires de la base QASTOR. Les bassins de la base QASTOR sont dans l'ensemble de grande taille : à l'exception du bassin versant de Mantes dont la surface est de 72 ha, les cinq autres sites drainent des surfaces actives de 470 à 4600 ha.

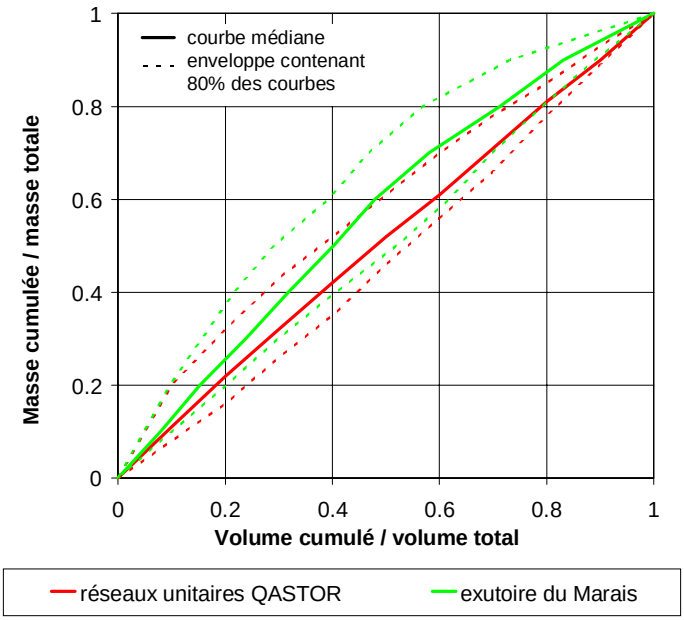


Figure 121: comparaison du fuseau de courbes M(V) obtenu à l'exutoire du Marais avec le fuseau établi par [Saget ; 94] pour l'ensemble des données des bassins unitaires de la base QASTOR

Les courbes M(V) mesurées à l'exutoire du Marais sont, dans l'ensemble, un peu plus éloignées de la diagonale que celles de la base QASTOR, indiquant une répartition un peu moins uniforme de la masse sur l'ensemble du volume écoulé. Cependant, la différence entre les deux fuseaux de courbes est faible et dans les deux cas on peut conclure à l'absence d'un phénomène de « premier flot » pour au moins 90% des événements pluvieux. Par ailleurs, cette comparaison montre que la taille du bassin versant n'est pas le facteur déterminant vis à vis du phénomène de premier flot.

4.3.3. Variation des courbes M(V) en fonction de l'heure de la journée

Nous avons cherché à déterminer s'il existait une relation entre la forme de la courbe M(V) et l'heure de la journée à laquelle se produit l'événement pluvieux. Les événements ont été regroupés en trois catégories, suivant l'heure de début de pluie :

événements nocturnes	début entre 22h et 3h
événement matinaux	début entre 5h et 12h
événement de l'après midi	début entre 14h et 20h.

Il semble y avoir des différences de forme des courbes M(V) entre ces trois périodes de la journée pour les paramètres MES, MVS, DCO totale et DBO5 totale. Pour les événements matinaux, la courbe M(V) est proche de la bissectrice. Pour les événements nocturnes, les courbes M(V) sont en général nettement plus incurvé vers le haut. Les courbes M(V) de l'après midi sont en position intermédiaire entre celles du matin et celles de la nuit.

La différence entre les trois périodes de la journée est beaucoup moins nette en terme de répartition des masses de DCO dissoute et de DBO5 dissoute.

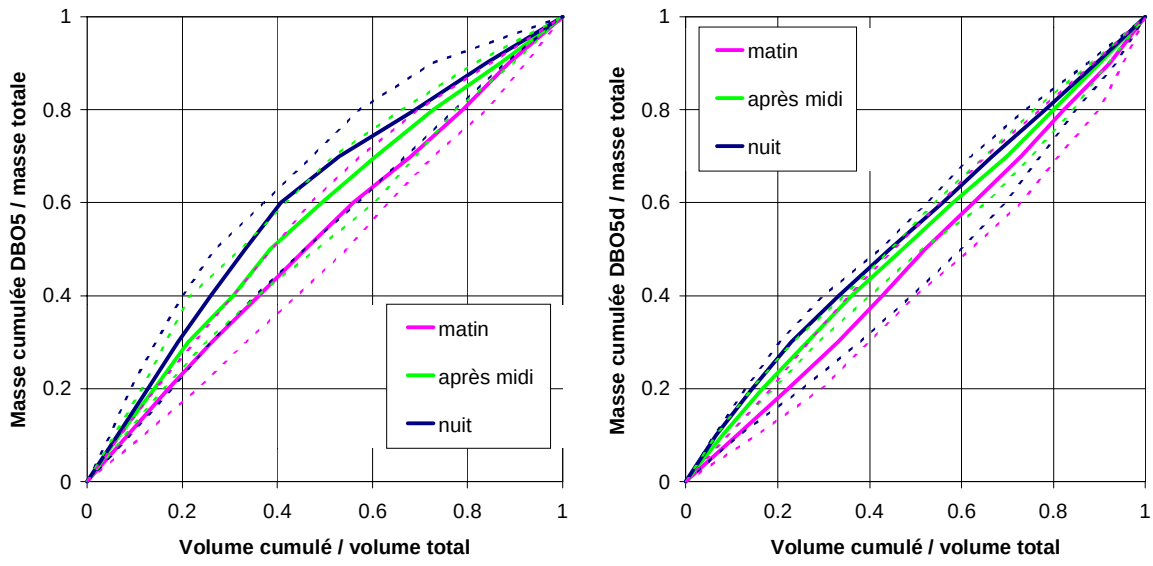


Figure 122: répartition masse / volume à l'exutoire, en fonction de la période de la journée où se produit la pluie (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs)

Plusieurs explications peuvent être avancées pour justifier cette différence entre pluies nocturnes et pluies diurnes.

- Le nombre d'événements pluvieux dans chaque tranche horaire est faible. En particulier pour la tranche nocturne, nous ne disposons que de 6 événements pluvieux. Les écarts pourraient donc être dus à un biais dans l'échantillon de pluies.

- La contribution des eaux usées aux masses polluantes générées au cours d'une pluie diffère suivant l'heure de la journée. Les concentrations d'eau usée beaucoup plus élevées le matin que la nuit, et relativement constantes au cours de l'événement pluvieux, pourraient induire une différence dans la forme des courbes M(V). Cette hypothèse a été testée dans le cas de la pluie nocturne du 30/06/96. La courbe M(V) pour la même pluie se produisant au moment du pic d'eaux usées matinal a été reconstituée en considérant un débit supplémentaire constant de 0.06 m3/s et un flux supplémentaire de MES de 60 kg/h. On voit que cette courbe corrigée diffère très peu de celle mesurée la nuit (Figure 123).

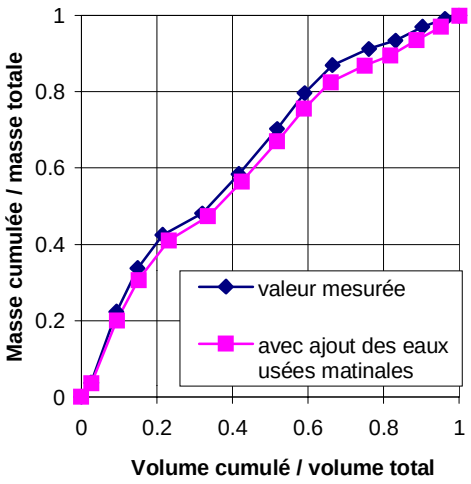


Figure 123: influence de la variabilité des eaux usées sur la forme des courbes M(V), cas de la pluie du 30/06/96

- Cette différence entre courbes M(V) nocturnes et diurnes a déjà été observée par [Geiger ; 87] sur le site de Münich-Harlaching. L'auteur explique le phénomène par la présence, la nuit, d'une plus grande quantité de dépôts mobilisables dans le réseau et son lessivage en début de pluie. Durant la journée ces dépôts seraient lessivés par le pic de débit d'eaux usées diurne. Le fait que l'écart entre les courbes M(V) soit plus marqué en terme de polluants particulaires qu'en terme de polluants dissous tend à conforter cette hypothèse. Par ailleurs, l'analyse des données de temps sec suggère l'existence de phénomènes de sédimentation et d'érosion au cours de la journée (voir chapitre 2.2).

4.3.4. Analyse des courbes M(V) extrêmes

Nous avons cherché à identifier les facteurs déterminant la forme de la courbe M(V) en étudiant plus finement le cas des pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes, c'est à dire celles situées en dehors du fuseau présenté en Figure 120. Les caractéristiques de ces événements pluvieux sont données dans les Tableau 126 et Tableau 127.

Tableau 126: pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes

Date	V=0.3 ⇒ M=...	M=0.8 ⇒ V=...	Particularités	
22/08/96	0.5	0.54	Nuit, 1er pic d'intensité en début de pluie et 2ème en milieu de pluie	Pic de concentration en avance ou concomitant avec pic de débit
01/10/96	0.55	0.55	Nuit+matin, Imax en début de pluie	
05/08/97	0.53	0.56	Soirée, fort pic d'intensité en début de pluie	
16/05/97	0.45	0.57	Nuit, fort pic d'intensité en début de pluie	
16/05/96	0.22	0.76	Soirée, pic d'intensité en début de pluie	Pic de concentration en retard sur le pic de débit
10/06/96	0.30	0.82	Soirée, pic d'intensité en fin de pluie	
06/08/96	0.29	0.81	Journée, 2 pluies successives, fortes intensités pour la 2ème pluie	

Tableau 127 : caractéristiques des pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes

	Imoy (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Htot (mm)	Durée (h:mn)	DTS (jours)
22/08/96	3.7	11.4	10.4	2 :48	1.26
01/10/96	1.7	20.6	12.6	7 :27	3.45
05/08/97	7.9	93	8.8	1 :06	1.73
16/05/97	4	192	16.1	4 :02	10.84
16/05/96	10.8	51.4	5.2	0 :29	0.25
10/06/96	4.4	20.6	2	0 :27	15.16
06/08/96	24	25.2	12	0 :12+0 :18	29.91

On constate que ni la durée de temps sec précédente, ni l'intensité de pluie, ne paraissent être déterminants vis à vis de la forme de la courbe M(V).

Les événements présentant les plus grandes proportions de la masse polluante dans la première fraction du volume correspondent à des pluies nocturnes, avec des intensités maximales en début de pluie et des concentrations maximales en avance ou concomitantes aux pics de débit. Ils succèdent à des durées de temps sec supérieures à une journée et ont des durées supérieures à 1 heure.

Les événements présentant les plus faibles proportions de la masse polluante dans la première fraction du volume correspondent à des pluies de durée inférieure à 30 minutes et pour lesquelles les concentrations maximales sont en retard sur le débit maximal.

4.4. Conclusions sur la répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial

L'allure des pollutogrammes à l'exutoire semble dépendre de la période de la journée. Dans le cas des pluies diurnes, les concentrations maximales sont mesurées autour du pic de débit maximal lorsque la pluie comporte de forts pics d'intensité, et en début d'événement lorsque les débits générés sont faibles. Dans le cas des pluies nocturnes, les concentrations maximales sont mesurées en début d'événement même si les débits maximum ne sont pas en début d'événement. On observe par ailleurs une légère différence dans la forme des courbes M(V) entre la nuit et le jour, la fraction de la masse entraînée dans le première partie du volume étant plus importante pour les pluies nocturnes que les pluies diurnes. Notons cependant que le nombre d'événements nocturnes que nous avons étudiés est faible (6 événements), et que notre échantillon de pluies n'est peut être pas représentatif.

Dans la plupart des cas, le pic de concentration précède ou est concomitant avec le pic de débit. Cependant, pour 30% des pluies étudiées, on observe un pic de concentration en retard sur pic de débit. Ce phénomène se produit lorsque la durée entre Imax et Qmax est inférieure au temps de concentration du bassin et pourrait être attribuable à un lessivage des stocks constitués dans la partie amont du réseau.

On note une diminution des flux, à débit équivalent, pour les pics de débit successifs, ce qui traduit un lessivage progressif des particules les plus facilement mobilisables. Cependant, dans le cas de pluies successives, les flux peuvent être importants même après plusieurs pluies et nous n'avons pas pu noter d'épuisement du stock de polluants.

Le tracé des courbes M(V) montre qu'il n'y a pas de phénomène de « premier flot », au sens où une grande partie de la masse polluante serait véhiculée dans la première fraction du volume écoulé, et ce quel que soit le paramètre considéré (MES, MVS, DCO, DBO5, DCOd, DBO5d). Pour intercepter 80% de la masse de MES, il faudrait intercepter entre 54 et 83% du volume d'effluent. par ailleurs, la durée de temps sec précédente et l'intensité de l'événement pluvieux ne paraissent pas être des paramètres significatifs vis à vis de la forme de la courbe M(V).

5. PRINCIPALES CONCLUSIONS SUR LA POLLUTION DES EFFLUENTS DE TEMPS DE PLUIE A L'EXUTOIRE DU MARAIS

5.1. Concentrations et masses polluantes par événement pluvieux

- Les concentrations et les flux mesurés à l'exutoire du bassin versant du Marais concordent avec les valeurs citées dans la littérature, à l'exception du cadmium et des hydrocarbures pour lesquels ils sont inférieurs aux valeurs mesurées ailleurs. La comparaison avec la concentration et la masse polluante véhiculée par les eaux de temps sec confirme l'importance de la pollution des effluents unitaires de temps de pluie et la nécessité de leur traitement avant rejet.
- Concentrations et flux sont très variables d'un événements pluvieux à l'autre et les seules caractéristiques pluviométriques ou débitmétriques globales de l'événement telles que Htot, Imax, Imoy, Qmax, Qmoy, DTS … ne permettent d'expliquer qu'une faible partie de cette variabilité.

5.2. Répartition dissous-particulaire et caractéristiques des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires

- Les particules sont le principal vecteur de la pollution des eaux de temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire. A l'exutoire du Marais, 60 à 95% de la matière organique, 65 à 99% du zinc et des hydrocarbures, 90 à 99% du cadmium, du cuivre et du plomb véhiculés par temps de pluie sont liés aux particules. Ce résultat établi pour un grand nombre d'événements pluvieux confirme les premières données de [Chebbo ; 92] sur le rôle prépondérant des matières en suspension.
- Les teneurs en matière volatile des particules en suspension par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant sont supérieures aux valeurs jusqu'à présent citées dans la littérature tandis que les teneurs en DCO et DBO5 semblent comparables aux valeurs évaluées à partir des données de la littérature. Le taux de matières volatiles est de l'ordre

de 50 à 80%, ce qui est supérieur aux teneurs mesurées pour les particules des eaux de ruissellement et reste inférieur à celles des eaux de temps sec.

- Les teneurs en métaux sont élevées, en particulier pour le plomb et le zinc, et sont supérieures aux teneurs mesurées à Bad Mergendheim par [Michelbach et al. ; 92]. Les teneurs métalliques des MES de temps de pluie sont supérieures d'un facteur 3 pour le cadmium et d'un facteur 10 pour le plomb et le zinc aux teneurs des MES de temps sec. Les teneurs en plomb et en zinc sont fréquemment supérieures à la valeur maximale autorisée pour l'utilisation agricole des boues, ce qui souligne le problème du devenir des boues résultant d'une épuration des eaux de temps de pluie.

- Les vitesses de sédimentation des particules transportées en suspension par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant sont supérieures globalement d'un facteur cinq à celles des particules en suspension dans les eaux de temps sec. Cependant, les résultats du Marais remettent en cause le postulat de la « bonne décantabilité » des RUTP en réseau unitaire. Les vitesses de chute mesurées à l'exutoire du bassin versant sont nettement inférieures à celles citées par [Chebbo ; 92] et par [Pisano ; 96], elles concordent avec les données de [Ruscassier ; 96]. Ceci nous amène aux remarques suivantes :
  - Des biais importants peuvent être induits lors des mesures de vitesse de chute du fait du protocole de mesure utilisé et de la conservation des échantillons avant analyse ;
  - Les vitesses de chute sont susceptibles de différer fortement d'un bassin versant à l'autre. Il convient d'être extrêmement prudent lors de l'extrapolation des données d'un site à un autre.
  - Nos résultats montrent que, pour certains sites unitaires du moins, une fraction importante des solides décante difficilement. Dans le cas du Marais, la vitesse de chute médiane V50 variait entre 0.012 à 0.059 cm/s pour 80% des événements pluvieux, et 17 à 39% des particules avaient une vitesse de sédimentation inférieure à 0.002 cm/s.
  - La distribution des vitesses de chute, et en particulier la proportion de particules ayant de très faibles vitesses de chute, varie considérablement d'un événement pluvieux à l'autre. Dans le cas du Marais, l'indice V40 varie d'un facteur supérieur à 10 en fonction de l'événement. On observe, tout comme l'avait déjà remarqué [Chebbo ; 92] une meilleure décantabilité des effluents fortement chargés en MES, qui correspondent généralement aux événements de forte intensité.

Dans le cas du Marais, l'efficacité de la décantation vis à vis des matières volatiles en suspension est comparable à celle mesurée pour les matières en suspension.

5.3. Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvial

- Bien que le Marais soit un bassin versant de petite taille, et dont le réseau favorise la formation de dépôts par temps sec, nous n'avons pas observé de phénomène de premier flot au sens où la majeure partie de la masse polluante serait véhiculée dans la première partie du volume écoulé. Les premiers 30% du volume véhiculent entre 20 et 60% de la masse polluante de MES, MVS, DCO, DBO5, avec une valeur médiane de 40%.
- La répartition de la masse polluante paraît dépendre de l'heure de la journée à laquelle se produit la pluie. Il semblerait que la proportion de la masse polluante véhiculée dans la première partie de l'écoulement soit plus importante pour les pluies nocturnes que pour les pluies diurnes.

CONCLUSION
DE LA PARTIE 2

CONCLUSION DE LA PARTIE 2 CARACTERISTIQUES DES EAUX URBAINES ET EVOLUTION ENTRE L'ENTREE ET LA SORTIE DU RESEAU D'ASSAINISSEMENT

1. LES APPORTS DE L'ETUDE ET SES LIMITES

Dans les trois chapitres précédents, nous nous sommes attachés à quantifier et à caractériser finement chacun des types d'effluents véhiculés par temps de pluie dans un réseau unitaire. Ce sont :

- Les eaux usées, qui ont été analysées par temps sec à l'exutoire du bassin versant.
- Les eaux de ruissellement générées par les trois principaux types de surfaces urbaines (toitures, cours intérieures et jardins, voirie). Ces eaux ont été considérées à l'amont immédiat de leur point d'entrée dans le réseau d'assainissement.
- Les eaux unitaires véhiculées par temps de pluie à l'exutoire du réseau et dont la charge polluante résulte du mélange des différents types d'eaux de ruissellement et des eaux usées, aux quels s'ajoutent éventuellement des échanges avec les stocks de polluants présents dans le réseau.

L'étude de chacun de ces types d'effluent présentait un intérêt en soit. Les principaux résultats ont été synthétisés en conclusion de chaque chapitre. Rappelons simplement les principaux apports de ce travail :

- L'étude des eaux de temps sec a permis de mieux caractériser les eaux usées parisiennes, d'analyser leur variabilité en fonction de l'heure de la journée, en fonction du jour de la semaine, en fonction de la saison. Elle a permis d'évaluer l'importance des eaux claires et des eaux de lavage de voirie et d'étudier leur impact sur la qualité des effluents de temps sec. Elle nous a surtout fourni des indices sur les processus d'érosion et de sédimentation se déroulant dans le réseau par temps sec, en mettant en évidence une modification de la qualité et des caractéristiques de l'effluent lorsque le débit dépasse une valeur seuil, au moment du pic matinal.

- L'étude des eaux de ruissellement a permis de compléter les connaissances sur la pollution de ce type d'eau dans le cas particulier d'un centre ville dense, de comparer sur un même site la pollution des différents types d'eaux de ruissellement, d'analyser la variabilité de la pollution des eaux de ruissellement en fonction des caractéristiques de la surface urbaine. Elle a fourni des éléments nouveaux concernant le rôle fondamental des matériaux de toiture en terme de pollution métallique et concernant certaines caractéristiques de la pollution des eaux de ruissellement : sa nature fortement dissoute, sa faible décantabilité, les fortes teneurs métalliques des particules en suspension.
- L'analyse des effluents de temps de pluie à l'exutoire du Marais a permis de confirmer et de compléter les connaissances concernant l'importance de la pollution des eaux unitaires de temps de pluie, le rôle majeur des matières en suspension comme vecteur de pollution, la nature de ces particules, ainsi que la répartition de la pollution au cours de l'événement et l'absence de phénomène de « premier flot ». Elle nous conduit également à tempérer les résultats d'études antérieures qui concluaient à la « bonne décantabilité » des effluents unitaires de temps de pluie.

Bien sur, ce travail comporte également ses limites :

- L'étude des eaux de temps sec nous a conduit à soupçonner l'existence de processus d'accumulation et d'érosion variables au cours de la journée et de visualiser leurs conséquences sur la qualité des eaux usées. Il ne nous a cependant pas été possible d'identifier clairement les mécanismes en jeu, de quantifier les masses accumulées et érodées, de déterminer les facteurs critiques. Ces éléments nous paraissent très importants pour la modélisation et la compréhension des processus de génération de la pollution des eaux de temps de pluie. Des études plus spécifiques et plus pointues sont nécessaires sur ce thème.
- L'analyse des eaux ruissellement a démontré une grande variabilité de la nature et de l'importance des masses polluantes, d'un site à un autre et d'un événement à un autre. Nos résultats n'ont pas toujours permis de déterminer l'ensemble des facteurs explicatifs de cette variabilité. A l'heure actuelle, les connaissances sur les mécanismes d'accumulation et d'entraînement nous semblent insuffisantes pour permettre la modélisation de la qualité des eaux de ruissellement. Afin de faire progresser ces connaissances, le recours à une approche différente est sans doute nécessaire. La compréhension des mécanismes passe par une étude plus fine, à de petites échelles d'espace et de temps. Par ailleurs, dans le cas des micropolluants, la compréhension des

mécanismes en jeu nécessite une analyse plus fine des processus chimiques d'adsorption - désorption, de solubilisation....

- La qualité des eaux pluviales à l'exutoire du réseau unitaire dépend sans doute en grande part des processus qui se déroulent durant le transfert en réseau. C'est donc vers ces phénomènes qu'il convient de se tourner maintenant.

2. COMPARAISON DES DIFFERENTS TYPES D'EFFLUENTS

En conclusion de cette partie, nous nous intéresserons plus particulièrement à l'évolution de la qualité des eaux de temps de pluie entre l'entrée et la sortie du réseau du Marais. En confrontant les données concernant la qualité des différents types d'effluents étudiés, nous chercherons à mettre en évidence les signes d'une modification physico-chimique des eaux pluviales au cours de leur transfert en réseau.

2.1. Evolution des concentrations entre l'entrée et la sortie du réseau

- Cas des MES, MVS, DCO et DBO5

Pour les paramètres MES, MVS, DCO et DBO5, les concentrations les plus élevées sont celles mesurées par temps de pluie à l'exutoire du réseau (Figure 124). Ces concentrations sont généralement supérieures à celles mesurées dans les trois types d'eaux de ruissellement et très nettement supérieures aux concentrations des eaux de toitures qui constituent environ 63% du volume ruisselé. La différence entre la qualité des eaux de ruissellement et celle des effluents à l'exutoire est particulièrement marquée dans le cas de la DBO5. La comparaison avec les eaux usées[17] montre de plus que la concentration des effluents unitaires de temps de pluie est en général supérieure ou égale à celle des eaux usées pour les MES et un peu plus faible à celle des eaux usées pour la matière organique.

La présence des eaux usées ne semble pas pouvoir expliquer à elle seule l'augmentation significative des concentrations à l'exutoire par rapport aux eaux de ruissellement. Le volume des eaux de ruissellement est en effet largement supérieur à celui des eaux usées. Il

[17] Les concentrations considérées pour les eaux usées correspondent aux concentrations des eaux usées durant la plage horaire de l'événement pluvieux

semblerait qu'il y ait un apport des particules et sans doute aussi de matière organique en provenance du réseau.

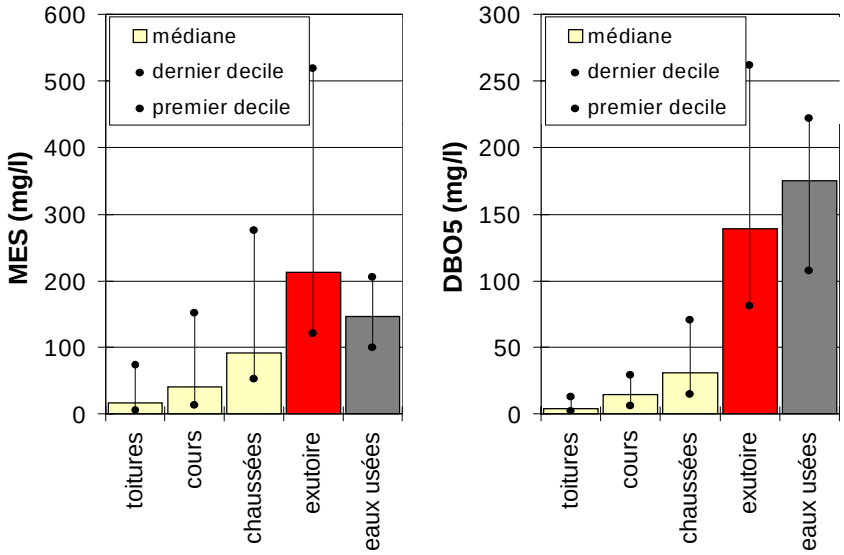


Figure 124: comparaison des concentrations en MES et en DBO5 dans les différents types d'eaux étudiés

- Cas des métaux et des hydrocarbures

Pour les hydrocarbures, les ordres de grandeur des concentrations sont comparables dans les différents types d'eaux étudiés et il n'est pas possible de conclure à un rôle du réseau.

Pour les métaux, nous distinguerons deux catégories de métaux aux comportements un peu différents (Figure 125). Ce sont le plomb et le zinc d'une part, le cadmium et le cuivre d'autre part. Pour le plomb et le zinc, les eaux de toitures présentent de loin les concentrations les plus élevées. Les concentrations des eaux pluviales à l'exutoire présentent une valeur intermédiaire entre celles des eaux de toiture et celles du ruissellement de cours et de voirie. Pour ces deux métaux, les eaux usées constituent une source mineure dont la concentration médiane est dix fois inférieure à la concentration médiane des eaux de temps de pluie à l'exutoire et 20 à 30 fois inférieure à la concentration médiane des eaux de toiture. Dans le cas du plomb et du zinc, la nette différence entre les eaux de toitures et les eaux de l'exutoire s'explique en partie par le mélange des eaux de toitures avec les eaux de cours, de voirie et les eaux de temps sec qui sont moins concentrées. Cependant, étant donné que les toitures constituent la principale source de ruissellement et vue l'importance des écarts de concentration entre les toitures et l'exutoire, il est probable que d'autres phénomènes entrent en jeu que les seuls effets de mélange.

Pour le cuivre et le cadmium, les concentrations mesurées par temps de pluie à l'exutoire sont en médiane supérieures à celles des différents types d'eaux de ruissellement et à celle des eaux usées. Cependant, les concentrations sont extrêmement variables dans les eaux de

toitures et sont supérieures à celles de l'exutoire dans certains cas. Il n'est donc pas possible de conclure quant au rôle du réseau. Notons que pour ces deux paramètres les concentrations des eaux de temps sec sont loin d'être négligeables devant celles des eaux de temps de pluie.

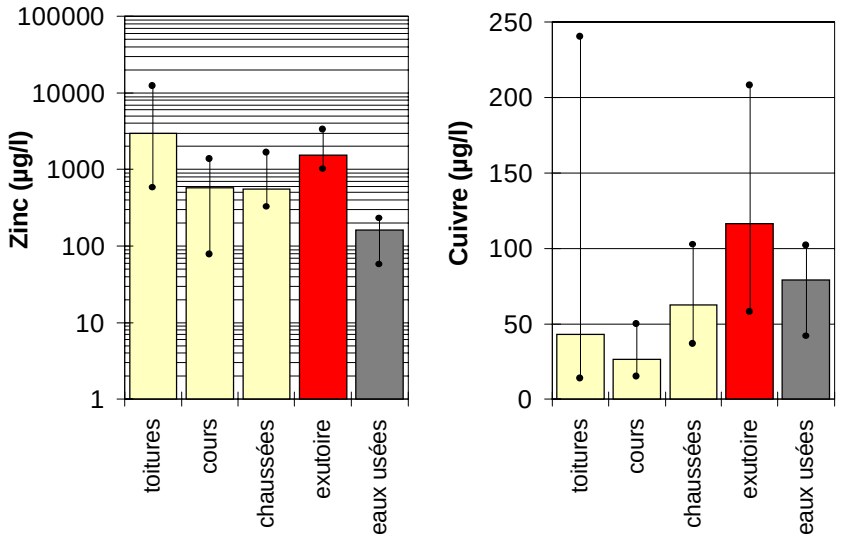


Figure 125: comparaison des concentrations en zinc et en cuivre dans les différents types d'eaux étudiés

2.2. Evolution du pourcentage de pollution liée aux particules

Le pourcentage de la pollution totale qui est sous forme particulaire dans les eaux pluviales augmente entre l'entrée et la sortie du réseau d'assainissement. Ce phénomène est visible pour la matière organique mais est surtout très net pour les métaux (Figure 126). Seuls les hydrocarbures ne présentent pas d'évolution visible de la répartition entre fraction dissoute et fraction particulaire.

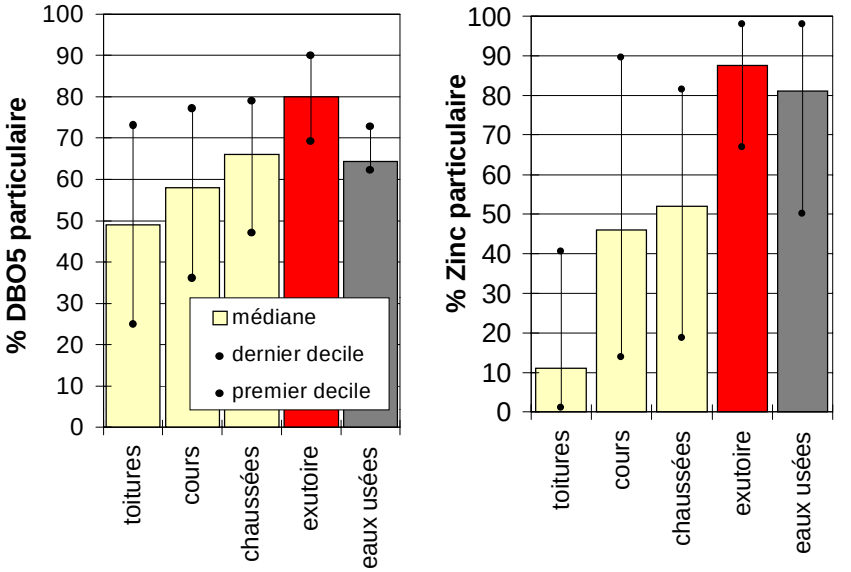


Figure 126: comparaison de la proportion de DBO5 et de Zn liés aux particules dans les différents types d'eaux du Marais

De plus, le pourcentage de pollution lié aux particules dans les eaux pluviales unitaires est supérieur à celui mesuré pour les eaux de temps sec : de 2 à 12 unités de pourcentage en médiane pour les métaux, de plus de 15 unités de pourcentage en médiane pour la DCO et la DBO5.

Cette modification de la répartition dissous-particulaire au cours du transfert en réseau peut être due soit à des réactions d'adsorption sur les particules durant le transport soit à un apport de pollution particulaire par érosion des dépôts constitués dans le réseau.

2.3. Evolution des teneurs particulaires

L'évolution des teneurs particulaires en matière organique et en métaux est comparable à celle des concentrations totales. Les teneurs en matières organiques des MES véhiculées par temps de pluie à l'exutoire sont supérieures à celles des eaux de ruissellement mais inférieures à celles des eaux usées. L'évolution au cours transfert en réseau peut donc s'expliquer en partie par l'apport des eaux usées et éventuellement par un apport de particules organiques provenant du réseau.

Dans le cas des métaux, les teneurs particulaires dans les eaux pluviales de l'exutoire sont supérieures à celles des eaux usées mais nettement inférieures à celles des eaux de toiture.

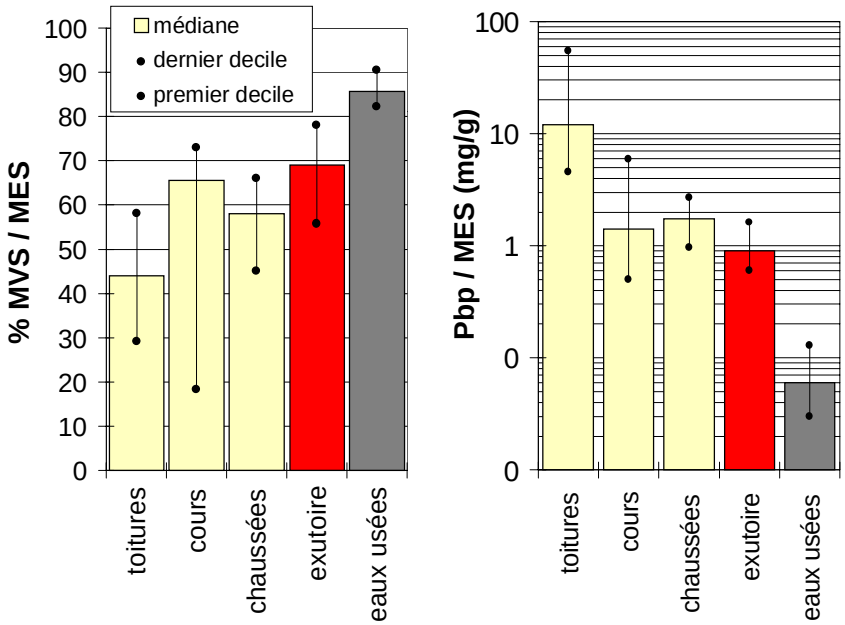


Figure 127: comparaison des teneurs en matière volatile et en plomb des particules en suspension dans les différents types d'eaux

2.4. Evolution des vitesses de sédimentation

La comparaison des vitesses de chute des particules dans les eaux de ruissellement de chaussées avec celles des particules transitant à l'exutoire par temps de pluie montre une augmentation globale des vitesses de sédimentation après transfert en réseau. Ce phénomène, détectable sur les fuseaux des courbes de distribution des vitesses de chute en Figure 128, est beaucoup plus net lorsque l'on compare pour une même pluie les courbes de distribution des vitesses de chute mesurées pour le ruissellement de chaussées et pour les effluents de l'exutoire (voir graphiques en annexe 3).

Cette augmentation des vitesses de chute au cours du transport ne peut être attribuée à l'apport des particules provenant des eaux usées et dont les vitesses de chute sont très nettement inférieures à celles mesurées par temps sec. Elle s'explique soit par une agglomération des particules, ou, ce qui est plus probable, par une érosion dans le réseau de particules ayant des vitesses de chute supérieures à celles des eaux de ruissellement.

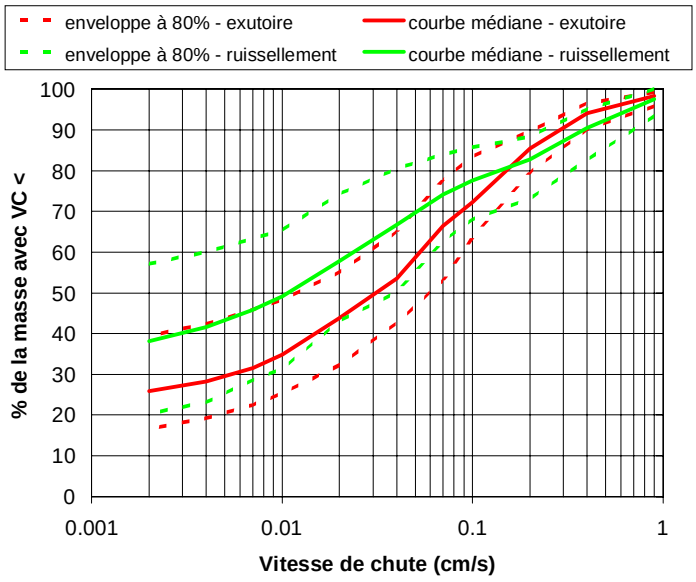


Figure 128: comparaison des fuseaux de courbes de distribution des vitesses de chute dans les eaux de ruissellement de voirie et dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire

2.5. Conclusions

La comparaison des caractéristiques des eaux de ruissellement à leur entrée dans le réseau avec celles des effluents transitant par temps de pluie à l'exutoire semble mettre en évidence des modifications au cours du transfert en réseau. On note en particulier une augmentation des concentrations en solides et en matière organique, une augmentation de la proportion de pollution sous forme particulaire, une augmentation de la vitesse de chute des particules.

Ces évolutions ne semblent pas s'expliquer par le seul apport des eaux usées et il est probable que d'autres phénomènes entre en jeu durant le transfert en réseau.

Ce sont ces phénomènes que nous nous efforcerons de mettre en évidence dans la Partie 3, en réalisant des bilans entre les masses entrant et les masses sortant du réseau d'assainissement au cours d'un événement pluvieux.

PARTIE 3.

SOURCES ET TRANSFERT DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES EN RESEAU UNITAIRE

CHAPITRE 3.1.

CONTRIBUTION DES DIFFERENTES SOURCES A LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES UNITAIRES

CHAPITRE 3.1.
CONTRIBUTION DES DIFFERENTES SOURCES A LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES UNITAIRES

1. DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES

1.1. Sources de pollution des eaux pluviales

On peut distinguer trois sources à la pollution des eaux transitant par temps de pluie à l'exutoire des réseaux d'assainissement unitaires. Ce sont:

- les eaux usées produites durant l'événement pluvieux,
- les eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau,
- les échanges avec les stocks présents dans le réseau.

L'évaluation de la contribution respective de chacune de ces sources s'avère difficile, et nous disposons de peu de données à ce sujet.

1.1.1. Contributions à l'échelle annuelle

Les travaux de [Chebbo; 92] fournissent un ordre de grandeur de la contribution de chacune de ces sources à une échelle annuelle, à partir d'une simulation pour un bassin versant théorique.

Tableau 128 : pourcentage de la pollution annuelle des eaux pluviales unitaires apporté par les eaux usées, les eaux de ruissellement et par la remise en suspension des particules en dépôt dans le réseau

	MES	DCO	DBO5	Hc	Pb
Eaux usées	20%	33%	55%	37%	8.5%
Ruissellement	56%	45%	23%	49%	63%
Stock du réseau	24%	22%	22%	14%	28%

A l'échelle annuelle, le ruissellement serait la source majeure de MES, DCO, hydrocarbures et plomb; les eaux usées seraient la principale source de DBO5. Environ 20% de la masse de pollution annuelle des eaux pluviales unitaires proviendrait des échanges avec les stocks de pollution présents dans le réseau.

Cette estimation est cependant basée sur des hypothèses assez fortes. La masse totale de pollution véhiculée par temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire a été évaluée à partir des concentrations moyennes annuelles des effluents de temps d'orage de quatre sites unitaires. La masse polluante apportée par les eaux usées a été évaluée à partir des flux mesurés par temps sec à l'exutoire de ces même sites, et de la durée de pluie annuelle. La masse amenée par les eaux de ruissellement a été calculée à partir du volume total écoulé par temps de pluie à l'exutoire du réseau unitaire auquel on affecte la concentration moyenne annuelle établie à partir des mesures effectuées à l'aval de sept réseaux d'assainissement séparatifs. Notons que cette estimation peut présenter des biais:

- les concentrations des eaux de ruissellement et des eaux unitaires proviennent de sites différents, or la pollution des eaux de ruissellement est susceptible de différer fortement d'un site de mesure à un autre ;
- les concentrations des eaux de ruissellement et celle des eaux unitaires n'ont pas été déterminées pour les même événements pluvieux. Nous avons vu que la concentration des eaux pluviales était extrêmement variable en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux. Les différences de pluviométrie entre les sites ayant servi à déterminer la concentration moyenne annuelle des eaux de ruissellement et les sites ayant servi à déterminer la concentration moyenne annuelle des eaux pluviales unitaire ont pu biaiser l'évaluation de la contribution des eaux de ruissellement ;
- la masse de pollution véhiculée par temps sec à l'exutoire d'un réseau unitaire est susceptible de différer de celle véhiculée par les eaux usées pendant une période de temps de pluie. Il est probable en effet que la fraction des solides produits par les eaux usées et qui sédimente dans le réseau soit nettement plus faible en temps de pluie qu'en temps sec. Ceci conduit sans doute à une sous estimation de la contribution des eaux usées et donc une surestimation des masses issues de la remise en suspension des dépôts.

Ces chiffres constituent néanmoins une première estimation de la contribution des différentes sources de pollution aux eaux pluviales unitaires. Ils démontrent l'existence d'apports provenant des stocks de pollution présents dans le réseau en début de pluie.

1.1.2. Contributions à l'échelle de l'événement pluvieux

1.1.1.2. Cas des MES et de la matière organique

La contribution des différentes sources de pollution aux masses de matières en suspension et de matières organiques véhiculées à l'exutoire d'un réseau unitaire durant un événement pluvieux a été estimée pour un nombre très restreint d'événements par [Krejci ; 87] puis par [Bachoc ; 92].

[Krejci et al. ; 87] ont travaillé sur quatre événements pluvieux, à l'exutoire d'un bassin versant unitaire de 12.5 ha situé à Zurich. Les masses de pollution provenant des eaux usées ont été évaluées à partir des flux mesurés par temps sec. Les masses de pollution issues des eaux de ruissellement ont été calculées à partir des concentrations moyennes annuelles mesurées dix ans plus tôt à l'exutoire d'un bassin versant séparatif proche du site pilote. Krejci distingue deux sources dans le réseau : les sédiments et les biofilms. La masse de polluants érodée dans le réseau au cours d'un événement pluvieux a été évaluée à partir des résultats de chasses artificielles par temps sec. La masse susceptible de provenir de l'érosion des biofilms a été évaluée à partir de la surface de biofilm dans le réseau du site pilote, de leur analyse chimique et de la mesure de leur taux de croissance journalier. Pour les quatre événements considérés et pour les paramètres MES, DCO COT, la somme des masses évaluées pour la contribution de chacune des quatre sources (eaux usées, ruissellement, biofilms et dépôts du réseau) fournit une bonne approximation de la masse totale mesurée expérimentalement à l'exutoire.

D'après cette évaluation, les eaux de ruissellement produiraient, en moyenne sur les quatre événements pluvieux, 35% de la masse de MES et 20% de la masse de matière organique La contribution globale du réseau serait de l'ordre de 60%, dont environ 20% provenant de l'arrachement des biofilms. Les eaux usées contribueraient seulement à hauteur de 6% des masses de MES et de 20% des masses de DCO et de COT.

Tableau 129 : contribution des différentes sources à la pollution des eaux pluviales unitaires, en moyenne sur 4 événements pluvieux, d'après [Krejci; 87]

		MES		DCO		COT	
% Eaux usées		6 %		20 %		18 %	
% Ruissellement		35 %		22 %		20 %	
% Réseau	biofilms	59 %	20 %	58%	23%	62 %	22 %
	dépôts		39 %		35 %		40 %

Les biais susceptibles de fausser cette évaluation sont cependant importants : contribution du ruissellement approximée à partir d'une concentration moyenne annuelle provenant d'un autre site, érosion des dépôts simulée artificiellement par temps sec avec une méthode qui ne reproduit pas forcément les conditions hydrauliques par temps de pluie...

[Bachoc ; 92] a estimé la contribution des différentes sources de pollution, sur le bassin versant BV 13 à Marseille, durant deux événements pluvieux de forte intensité, précédés d'un longue période de temps sec. Son évaluation est basée sur les masses et les teneurs en matières volatiles des MES transférées à l'exutoire du BV 13 et sur les hypothèses suivantes :

- la proportion de solides provenant des eaux usées est négligeable ;
- la contribution des eaux de ruissellement pour ces deux pluies est supérieure à la contribution moyenne annuelle calculée par [Chebbo ; 92] ;
- la teneur en matières volatiles des particules en suspension dans les eaux de ruissellement est comprise entre 17% (correspondant à la valeur maximale relevée, pour un événement, à l'exutoire de 4 bassins versants séparatifs, plutôt périurbains) et 35% (valeur double de la précédent, pour tenir compte du fait que, le BV 13 étant situé en centre ville, ces eaux de ruissellement sont sans doute plus organiques) ;
- la teneur en matières volatiles des solides provenant des dépôts en réseau est inférieure à celles des particules en suspension dans les eaux usées, soit 80%.

Il aboutit à la conclusion suivante :

- 30 à 44% des MES transférées à l'exutoire du BV 13 proviennent des dépôts présents dans le réseau ;
- ces particules arrachées aux dépôts sont fortement organiques, avec une teneur en MVS de 60 à 80% si l'on considère un rapport MVS/MES de 17% dans les eaux de ruissellement, et de 38% si l'on considère un rapport MVS/MES de 35% dans les eaux de ruissellement.

L'auteur note par ailleurs que si la contribution des eaux usées est négligeable dans le cas de pluies fortes telles que celles étudiées, elle est de l'ordre de 15% pour une pluie de 5 mm, et peut être nettement plus importante pour une pluie longue et peu intense.

Il s'agit là encore d'une évaluation très grossière basée sur des hypothèses fortes : contribution des eaux usées négligée, impact du déversoir d'orage situé à l'amont de l'exutoire négligé, teneur en MVS dans les eaux de ruissellement évaluée approximativement à partir des valeurs mesurées sur d'autres, sites et peut être sous estimée au vu de nos résultats.

1.1.1.3. Cas des métaux lourds

Dans le cadre d'une étude concernant les métaux lourds dans les eaux de ruissellement, menée récemment à Nancy ([LHRSP ; 94]), la contribution des différentes sources à la pollution métallique a été évaluée pour un événement pluvieux.

L'étude a été menée sur le bassin versant de Boudonville, d'une surface de 660 ha, imperméabilisé à 40%, muni d'un réseau unitaire desservant 40 000 habitants. Pour cet événement pluvieux, les concentrations métalliques dans les eaux de ruissellement ont été mesurées sur des échantillons moyens prélevés au niveau de trois avaloirs drainant trois rues à trafic différent et de neuf gouttières de toiture. La masse totale de métaux produite par le bassin versant a été mesurée à l'exutoire. La masse de métaux due aux eaux usées a été déduite de la valeur mesurée par temps sec, au cours d'une seule journée de mesure. Les contributions évaluées pour chacune des sources sont données dans Tableau 130.

Tableau 130 : contribution des différentes sources à la pollution métallique des eaux pluviales unitaires, d'après [LHRSP; 94]

	Toitures	Voirie	Eaux usées	Réseau
Cd	44%	56%	0%	0%
Cu	24%	54%	19%	3%
Pb	33%	32%	31%	4%
Zn	72%	12%	13%	3%

D'après cette évaluation, les métaux Cd, Cu, Pb, Zn seraient en grande majorité véhiculés par les eaux de ruissellement. Le réseau ne paraît pas être une source de métaux lourds. Les eaux usées constitueraient quant à elles une source mineure, sauf pour le plomb dont 31% viendrait des eaux usées.

Cette évaluation est à considérer avec prudence. Elle est basée sur un seul événement pluvieux et une seule journée de temps sec.

1.1.3. Limites des données bibliographiques et objectifs

Les différentes évaluations trouvées dans la bibliographie montrent que les masses de matière en suspension et de matière organique véhiculées par les eaux usées et par les eaux de ruissellement ne suffisent pas à expliquer à elles seules les masses polluantes mesurées par temps de pluie à l'exutoire des réseaux unitaires. Ces données bibliographiques mettent en évidence une contribution des stocks de pollution présents dans le réseau d'assainissement unitaire en début de pluie. Les stocks du réseau seraient une source significative de solides mais aussi de matière organique. Ce résultat soulève de nombreuses

interrogations quant à la nature, la localisation et la formation de ces stocks. En effet, l'étude des dépôts présents dans les réseaux d'assainissement ([Bachoc ; 92]) montre que ceux ci sont majoritairement grossiers, le diamètre médian étant de l'ordre du millimètre, et peu organiques avec une teneur en matières volatiles de l'ordre de 15%. Leur nature parait donc très différente de celles des particules fines et organiques véhiculées par temps de pluie à l'exutoire des réseaux unitaires ([Chebbo et Bachoc; 93]).

Un certain nombre de recherches sont en cours dans le but d'identifier les stocks susceptibles de contribuer à la pollution des eaux pluviales et d'analyser leurs mécanismes de formation et d'entraînement. Auparavant, il convient cependant de vérifier et de préciser les données concernant l'importance de la contribution de ces stocks et ses caractéristiques. Comme nous avons pu le voir précédemment, les évaluations disponibles à l'heure actuelle sont peu nombreuses et reposent sur des hypothèses parfois critiquables.

L'objectif de ce chapitre est de:

- préciser la contribution des différentes sources de pollution, à partir des mesures effectuées sur un seul et même bassin versant, au cours des mêmes événements pluvieux;
- analyser la variabilité des contributions en fonction de l'événement pluvieux;
- caractériser plus finement la nature de la pollution issue des stocks du réseau;
- étudier les phénomènes qui se déroulent durant le transport dans le réseau d'assainissement.

2. METHODE D'EVALUATION DES CONTRIBUTIONS A L'ECHELLE DU BASSIN VERSANT DU MARAIS

2.1. Méthode de calcul

Nous avons cherché à évaluer la contribution des trois sources de pollution (eaux usées, eaux de ruissellement, et échange avec les sédiments du réseau) à la pollution globale véhiculée au cours d'un événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant du Marais.

Les masses de pollution issues de chaque source ont été déterminées de la façon suivante :

Eaux usées. Nous avons supposé que les flux d'eaux usées au cours de l'événement étaient identiques à ceux mesurés à l'exutoire du bassin versant par temps sec, à la même saison, pour le même type de journée (jour de semaine ou samedi ou dimanche) et à la même heure de la journée.

Eaux de ruissellement. La masse de pollution apportée par les eaux de ruissellement a été évaluée à partir du volume ruisselé et des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux en question au niveau des 4 à 11 toitures, des 3 chaussées et des 3 cours expérimentales.

Le volume ruisselé pour chaque type de surface (toitures, voirie, cours) est calculé par :

$$Vruis = (Vexut - Veu) \times \frac{S_i C_i}{S_{bv} C_{bv}}$$

Où Vexut est le volume total transité à l'exutoire ,
Veu est le volume d'eaux usées qui aurait transité par temps de pluie,
S_i la surface de type i et C_i son coefficient de ruissellement moyen théorique (voir tableau 2),
S_{bv} la surface totale du bassin versant (=41.9ha) et C_{bv} son coefficient de ruissellement moyen théorique (=0.78, voir tableau 2).

Les mesures de concentration des eaux de ruissellement effectuées sur les différents sites de mesure sont extrapolées à tout le bassin versant de la manière suivante :

- pour les eaux de ruissellement des chaussées, la moyenne arithmétique des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux sur les différents sites d'échantillonnages des eaux de ruissellement de chaussée est affectée à l'ensemble de la surface de voirie du bassin. En effet, bien que des variations parfois importantes de la qualité des eaux de ruissellement ait été observées d'une chaussée à une autre, nous n'avons pas trouvé de relation claire entre les caractéristiques de la rue et la concentration du ruissellement (voir Partie 2, Chapitre 2.2). De plus, le nombre de

données dont nous disposons pour un événement pluvieux est très restreint (au maximum trois rues échantillonnés), nous avons donc retenu la méthode d'extrapolation la plus simple.

- Pour les eaux de ruissellement de toitures, la méthode d'extrapolation diffère suivant le polluant considéré
    - Dans le cas du zinc et du cadmium, nous avons vu que la concentration des eaux de ruissellement de toiture dépendait étroitement de la nature de la couverture, avec des concentrations considérablement plus élevées pour les toitures en zinc que pour les autres types de toits. De ce fait la moyenne des concentrations mesurées sur les toitures expérimentales en zinc a été affectée à l'ensemble de la surface des toitures en zinc du bassin. La moyenne des concentrations mesurées sur les autres toitures expérimentales (ardoise, tuile) a été affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en zinc du bassin.
    - Dans le cas du plomb, nous avons constaté que la concentration des eaux de ruissellement des toitures en ardoise était en général nettement plus élevée que celles des autres types de toitures. Aussi, la moyenne des concentrations mesurées sur les toitures expérimentales en ardoise a été affectée à l'ensemble de la surface des toitures en ardoise du bassin. La moyenne des concentrations mesurées sur les autres toitures expérimentales (zinc, tuile) a été affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en en ardoise du bassin.
    - Pour les autres paramètres de pollution (MES, MVS, DCO, DBO5, Cu), nous n'avons pas mis en évidence de relation nette entre le matériau de couverture (zinc, ardoise ou tuile) et les concentrations des eaux de ruissellement. Aussi, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux en question au niveau des 4 à 11 sites d'échantillonnage a-t-elle été affectée à l'ensemble de la surface de toitures du bassin versant.
- Pour les eaux de ruissellement des cours
    - Dans le cas du cuivre et du plomb, les concentrations diffèrent peu d'une cour à une autre. Aussi, la moyenne des concentrations mesurées pour l'événement pluvieux considéré sur les sites d'échantillonnages a-t-elle été affectée à l'ensemble de la surface de cours du bassin versant. Pour un certain nombre d'événements pluvieux, les eaux de ruissellement n'ont pu être échantillonnées (disfonctionnement du système de prélèvement), dans ce cas nous avons affecté aux eaux de ruissellement des cours la moyenne des concentrations mesurées sur l'ensemble de la campagne d'échantillonnage.

- Dans le cas des paramètres MES, matière organique, des hydrocarbures, du zinc et du cadmium, nous avons été amenés à distinguer les cours imperméabilisées des cours non imperméabilisées. En effet, les eaux de ruissellement de la cour non imperméabilisée étaient nettement plus chargées en particules mais moins organiques et beaucoup moins concentrées en zinc et en cadmium que les eaux des deux cours imperméabilisées.

Masse totale transitée à l'exutoire du bassin versant. Elle a été calculée à partir du volume et de la concentration moyenne mesurées pour cet événement pluvieux à l'exutoire du bassin.

Echanges avec les stocks de pollution présents dans le réseau. Ils ont été évalués indirectement , par différence entre la masse totale véhiculée à l'exutoire et la masse apportée par les eaux de ruissellement et les eaux usées de temps sec.

Les incertitudes liées à ce calcul de bilan seront évaluée au paragraphe 5.

2.2. Remarques sur la méthodologie retenue

2.2.1. Originalité et limites

L'originalité de l'approche utilisée dans le cadre de cette recherche réside dans la possibilité de quantifier les apports des eaux usées, des eaux de ruissellement, et la masse totale à l'exutoire à partir des valeurs mesurées sur le même bassin versant et pour le même événement pluvieux. Elle permet de s'affranchir des biais dus à la variabilité des charges polluantes d'un site de mesure à un autre ou d'un événement pluvieux à un autre, ces biais ayant pu entacher les évaluations de la bibliographie.

Il convient cependant de souligner certaines limites et inexactitudes de cette approche:

- tout comme dans le cas des évaluations de [Chebbo; 92], [Krejci et al.; 87] et [LHRSP; 94], la masse polluante imputable aux eaux usées a été estimée à partir des valeurs mesurées par temps sec à l'exutoire.
- les masses polluantes des eaux de ruissellement sont mesurées à l'entrée du réseau. Il est possible qu'une fraction de cette pollution se dépose au cours de son transport dans le réseau et n'atteigne pas l'exutoire.
- le terme d'échange avec les stocks du réseau englobe en fait différents phénomènes, tels que les apports par érosion des sédiments du réseau, mais aussi l'entraînement d'une fractions des solides des eaux usées qui aurait sédimenté par temps sec, les pertes par

sédimentation, l'incertitude sur les masses encore en transit dans le réseau en fin de pluie... Ces termes sont détaillés dans le paragraphe suivant.

2.2.2. Définition plus précise des différents termes du bilan

Considérons un événement pluvial débutant à l'instant t_1 et se terminant à l'instant t_2. Le mode de détermination des instant de début et la fin d'un événement pluvieux a été présenté pour chaque site de mesure en Partie 1 Chapitre 1.4. paragraphe 3.3.

- Par temps sec...

(Figure 129, page 390)

Soit Peu la production d'eaux usées au cours du temps $[t_1; t_2]$
$Peu = Peu_1+Peu_2$, où Peu_1 est production d'eaux usées domestiques et professionnelle et Peu_2 est la production due au nettoyage de voirie,
Meu la masse d'eaux usées mesurée à l'exutoire au cours du temps $[t_1; t_2]$,
Seu la masse provenant des eaux usées et sédimentée au cours du temps $[t_1; t_2]$,
Eeu la masse érodée au cours du temps $[t_1; t_2]$,
Teu_1 la masse d'eaux usées en cours de transit dans le réseau au temps t_1,
Teu_2 la masse d'eaux usées en cours de transit dans le réseau au temps t_2,

On a $$\boxed{Meu = Peu + Eeu - Seu + Teu_1 - Teu_2 = Peu + \Delta Reu + \Delta Teu}$$

où $\Delta Reu = Eeu - Seu$ représente les échanges par temps sec avec les stocks du réseau

et $\Delta Teu = Teu_1 - Teu_2$ représente la variation du stock d'eaux usées en cours de transfert dans le réseau

- Par temps de pluie...

(Figure 130, page 390)

Considérons un événement pluvieux qui débute au temps t_1 et se termine au temps t_2.

Soit Pruiss la masse produite par les eaux de ruissellement au cours de l'événement et mesurée à l'entrée du réseau
Mexu la masse mesurée à l'exutoire au cours du temps $[t_1; t_2]$
Sruiss la masse déposée dans le réseau au cours du temps $[t_1; t_2]$ et provenant des eaux de ruissellement
Seup la masse déposée dans le réseau au cours du temps $[t_1; t_2]$ provenant des eaux usées
Ep la masse érodée au cours du temps $[t_1; t_2]$
Tp_1 la masse en cours de transit dans le réseau au temps t_1, $Tp_1 = Teu_1$
Tp_2 la masse en cours de transit dans le réseau au temps t_2

On a: $$\boxed{Mexu = Pruiss + Peu + Ep - Sruiss - Seup + Tp_1 - Tp_2 = Pruiss + Peu + \Delta Rp + \Delta Tp}$$

où $\Delta Rp = Ep - Sp$ représente les échanges au cours de l'événement avec les stocks du réseau

et $\Delta Tp = Tp_1 - Tp_2$ représente la variation du stock en cours de transfert dans le réseau entre le début et la fin de l'événement

Soit Mréseau le terme du bilan de masse correspondant aux échanges avec les stocks du réseau. Mréseau est calculé par : $\boxed{Mréseau = Mexu - Pruiss - Meu}$

Donc $Mréseau = (Pruiss + Peu + Ep - Sruiss - Seup + Tp_1 - Tp_2) - Pruiss - (Peu + Eeu - Seu + Steu_1 - Steu_2)$

$$\boxed{Mréseau = (Ep - Eeu) + (Seu - Seup) - Sruiss + (Teu_2 - Tp_2)}$$

Le terme d'échange avec les stocks de pollution du réseau (Mréseau) peut donc se décomposer en:

Mréseau = masse érodée sur les stocks du réseau et qui n'aurait pas été érodée par temps sec
+ masse provenant des eaux usées et qui aurait sédimenté par temps sec
- masse provenant des eaux de ruissellement et qui a sédimenté dans le réseau
- différences entre les masses en cours de transit dans le réseau en fin de pluie et par temps sec.

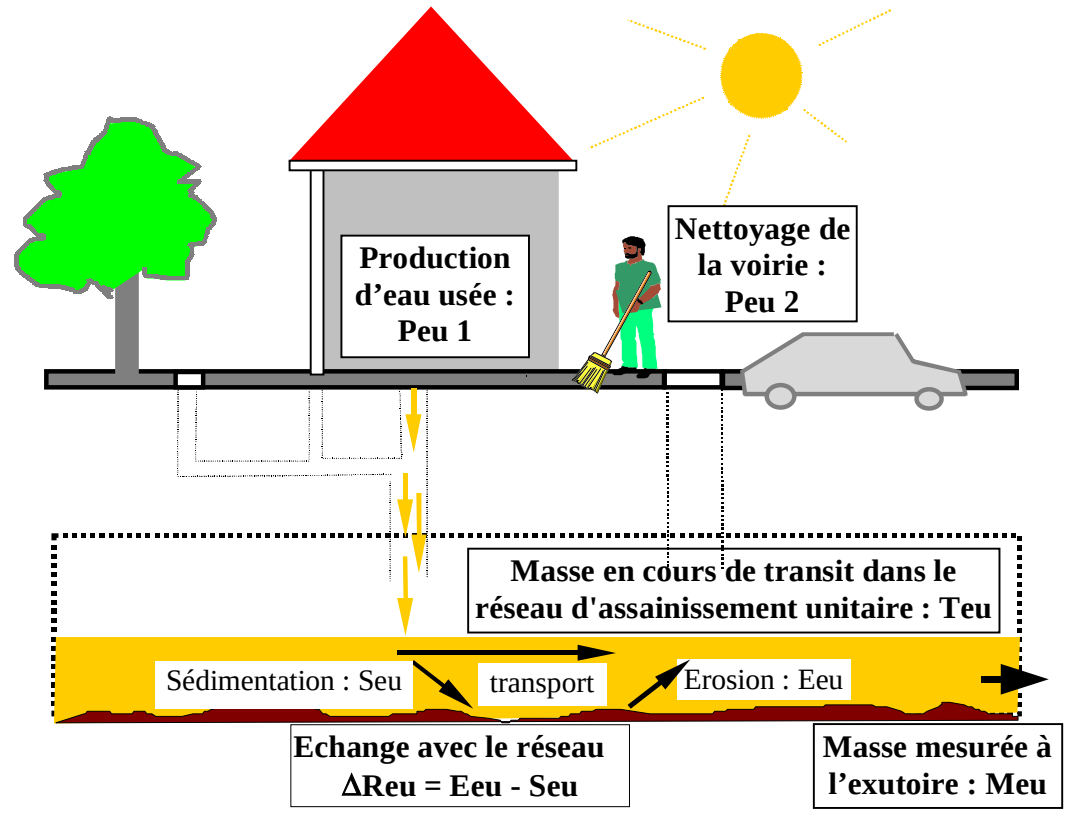


Figure 129: source et transfert de pollution dans le réseau unitaire, par temps sec

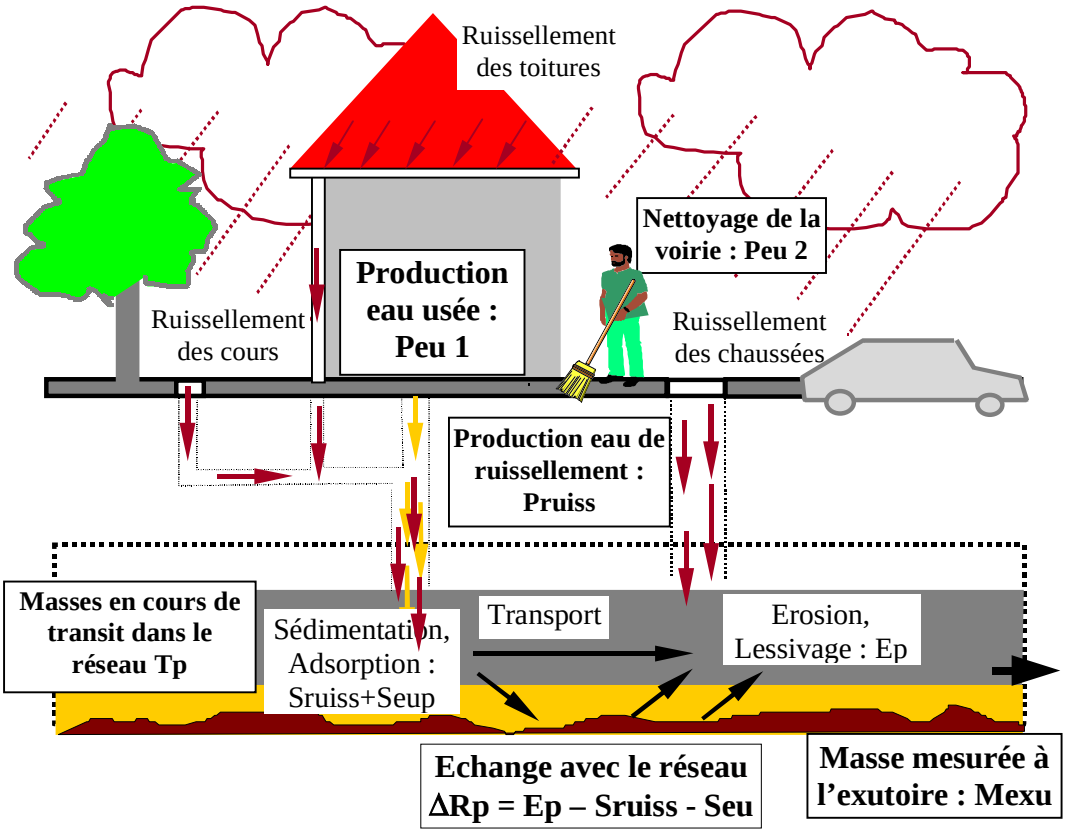


Figure 130: source et transfert de pollution dans le réseau unitaire, par temps de pluie

2.3. Caractéristiques des événements pluvieux utilisés

Dans cette partie, seuls ont été pris en compte les événements pour lesquels nous disposions de mesures simultanées au niveau de l'exutoire du bassin versant, de quatre toitures et de deux chaussées au minimum. Les bilans de masse à l'échelle de l'événement pluvieux ont de ce fait été réalisés pour:

- 31 événements pluvieux, dans le cas des MES, MVS, DCO et DBO5;
- 11 événements pluvieux dans le cas des métaux;

Leurs caractéristiques sont synthétisées dans les Tableau 131 et Tableau 132.

Tableau 131 : caractérisitiques des événement utilisés pour le calcul des bilans en MES, MVS, DCO et DBO5

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h :mn)	Temps sec (j)
Minimum	2.6	1.1	2.5	2.5	1.5	0 :06	0.03
Médiane	7.1	3.5	21.2	12.2	7.3	2 :06	1.3
Maximum	21.6	35.3	192	56.7	26.8	7 :15	29.9

Tableau 132: caractérisitiques des événement utilisés pour le calcul des bilans en métaux

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h :mn)	Temps sec (j)
Minimum	2.8	1.1	3.1	2.6	1.5	0 :30	0.07
Médiane	7.8	3.5	16.2	9.5	7.8	2 :24	2.8
Maximum	21.6	24.0	144	52	21.6	6 :56	29.9

3. CONTRIBUTIONS EN MES, MVS, DCO ET DBO5

3.1. Flux polluants issus des eaux de ruissellement à l'échelle du bassin versant et contribution des différents types d'eaux de ruissellement

3.1.1. Contribution des différents types d'eaux de ruissellement au flux global des eaux de ruissellement du bassin

Comme le montre le Tableau 133, les chaussées sont la principale source en MES, MVS, DCO et DBO5 des eaux de ruissellement du Marais. Elles sont à l'origine de 40 à 70% de la masse polluante totale générée par les eaux de ruissellement. Les eaux de toitures apportent quant à elles entre 10 et 40% du flux total et les cours entre 10 et 30%.

Tableau 133: contribution des différents types d'eaux de ruissellement à la masse polluante totale des eaux de ruissellement du bassin (le total du ruissellement représente 100%)

		MES			MVS			DCO			DBO5		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
kg	Toitures	7	16	73	3	7	27	15	26	88	2	5	13
	Cours	6	12	38	3	8	18	9	23	52	2	5	10
	Voirie	20	45	119	11	23	70	37	59	159	7	11	34
	Total ruiss.	41	82	260	21	40	114	69	116	291	12	21	60
%	Toitures	13%	23%	43%	12%	18%	33%	15%	25%	37%	15%	21%	32%
	Cours	11%	18%	28%	11%	19%	20%	10%	19%	27%	9%	20%	26%
	Voirie	40%	56%	70%	44%	62%	71%	44%	57%	71%	49%	58%	72%

3.1.2. Comparaison des eaux de ruissellement du bassin versant avec les rejets des réseaux séparatifs

Les concentrations en matières en suspension et en matières oxydables des eaux de ruissellement, en moyenne sur l'ensemble du bassin versant du Marais, sont relativement faibles (voir Tableau 134). Elles se situent dans la tranche basse des concentrations citées dans la bibliographie pour les effluents des réseaux strictement séparatifs. Notons que les valeurs bibliographiques sont extrêmement variables , avec des différences d'un facteur 10 en fonction du site de mesure.

Les flux exprimés en kg par hectare imperméabilisé et par mm de pluie sont comparables aux valeurs trouvées dans la bibliographie pour les sites séparatifs les moins pollués dans le cas des MVS, DCO et DBO5. En terme de MES, les flux des eaux de ruissellement du Marais sont inférieurs à ce qui a pu être mesuré à l'exutoire de réseaux séparatifs.

Tableau 134: ordre de grandeur des flux de MES, MVS, DCO et DBO5 des eaux de ruissellement du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, et comparaison avec les valeurs mesurées à l'exutoire de réseaux séparatifs

		MES			MVS			DCO			DBO5		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
mg/l	Marais	30	36	75	15	20	40	43	55	110	8	11	25
	Séparatif [18]	(34) à (460)			(14) à (240)			(28) à (320)			(13) à (40)		
kg/ha imp./mm	Marais	0.19	0.29	0.56	0.10	0.16	0.30	0.30	0.46	0.76	0.06	0.09	0.16
	Séparatif [19]	(0.49) à (1.83)			(0.25) à (0.5)			(0.52) à (2.34)			(0.05) à (1.0)		

Différents facteurs peuvent expliquer les flux relativement faibles des eaux de ruissellement du Marais.

- Les comparaisons des concentrations mesurées pour les différents types d'eaux de ruissellement du bassin versant avec des données de la littérature (voir Partie 2 Chapitre 2.2) ont montré que:

  - les concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 des eaux de toitures sont comparables à celles mesurées sur d'autres sites;

  - les concentrations en DCO et DBO5 des eaux de voirie sont comparables à celles mesurées sur d'autres sites;

  - les concentrations en MES des eaux de voirie sont inférieures à celles généralement citées dans la littérature. Cette différence peut s'expliquer par la fréquence de nettoyage élevée des chaussées dans Paris. Cependant, elles n'expliquent qu'en partie l'écart entre le flux total des eaux de ruissellement du bassin et les flux

[18] plage de variation des valeurs moyennes par site pour 7 bassins versants séparatifs stricts en France (base QASTOR, diverses occupations du sol [Saget; 94] et Rézé, zone pavillonnaire [Colandini; 97]), 3 bassins versants séparatifs en Suisse ([Rossi; 98]; zones résidentielles) et 1 bassin versant séparatif aux Pays Bas ([Van Dam et al.; 86], zone résidentielle)

[19] plage de variation des valeurs moyennes par site pour 6 bassins versants séparatifs stricts en France (base QASTOR [Saget; 94]) et 3 bassins versants séparatifs résidentiels en Suisse ([Rossi; 98])

mesurés à l'exutoire des réseaux séparatifs. En effet, des flux trois fois plus élevés au niveau des chaussées conduiraient à une concentration des eaux de ruissellement du bassin de 83 mg/l en médiane et un flux de 0.66 $kg/ha_{imp}/mm$, ce qui reste dans la fourchette basse des données bibliographiques.

- Dans le cas du bassin versant de Marais, où l'habitat est extrêmement dense, les eaux de ruissellement de toitures représentent environ 63% du volume total ruisselé, la voirie ne représentant que 22% du ruissellement. Or, nous avons vu que les eaux de ruissellement de toiture contenaient généralement de très faibles concentrations en matières en suspension et en matière organique, nettement inférieures à celles mesurées pour les eaux de ruissellement des cours et surtout des chaussées. Il est probable que dans des zones d'urbanisation moins dense, telles que les zones périurbaines où ont été acquises la plupart des données concernant les effluents des réseaux séparatifs, la proportion du ruissellement provenant des toitures soit plus faible au profit de la proportion de ruissellement provenant de la voirie ou des zones de stationnement.
- Le bassin versant du Marais présente très peu de surfaces non imperméabilisées (9% de la surface totale du bassin versant) alors que celles ci représentent parfois une proportion importante des bassins versants séparatifs étudiés dans la bibliographie (22 à 76% de la surface totale des bassins versant de la base QASTOR). Ces surfaces peuvent dans certains cas contribuer au ruissellement et constituer une source importante de solides du fait de l'érosion des sols. Les mesures effectuées dans un jardin du Marais (site Cgravier) ont en effet mis en évidence des concentrations élevées en MES.

3.2. Ordres de grandeur des contributions des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau

3.2.1. Contributions en MES, MVS et matières oxydables totale

Le Tableau 135 synthétise les ordres de grandeur des contributions des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec le réseau à la pollution totale véhiculée à l'exutoire du bassin versant.

On constate que les eaux véhiculées à l'exutoire du bassin au cours d'une pluie sont nettement plus concentrées en matières en suspension et en matières oxydables que les eaux de ruissellement à l'entrée du réseau. De plus, les concentrations des eaux de temps de pluie sont généralement équivalentes, voire supérieures, à celles des eaux usées de temps sec.

Tableau 135: contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de MES, MVS, DCO et DBO5 mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%)

		MES			MVS			DCO			DBO5		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
mg/l	Eaux usées	71	134	195	65	117	164	172	346	418	104	166	195
	Ruissellem.	30	36	75	15	20	40	43	56	113	8	11	25
	Total exut.	130	196	391	92	125	272	196	267	629	81	111	222
kg	Eaux usées	30	100	338	27	84	276	72	246	745	39	115	349
	Ruissellem.	41	82	260	21	40	114	69	116	291	12	21	60
	Total exut	292	617	1271	232	378	830	479	891	1696	196	333	824
	Réseau	**124**	**402**	**702**	**110**	**278**	**414**	**184**	**410**	**954**	**66**	**175**	**408**
%[20]	Eaux usées	4 %	21 %	43 %	6 %	28 %	53 %	9 %	34 %	62 %	11 %	39 %	63 %
	Ruissellem.	9 %	15 %	25 %	6 %	12 %	18 %	10 %	15 %	29 %	5 %	7 %	12 %
	Réseau	**40 %**	**64 %**	**81 %**	**38 %**	**63 %**	**82 %**	**26 %**	**51 %**	**72 %**	**32 %**	**54 %**	**80 %**

[20] Nous donnons les valeurs des déciles (1er, 5ième et 9ième) pour la contribution de chaque source et pour la masse totale à l'exutoire. Notons que le décile d'une somme ne correspond pas à la somme des déciles des différents termes et que de ce fait la somme des chiffres donnés dans le tableau pour chaque source ne correspond pas au chiffre donné pour la masse totale à l'exutoire ou à un pourcentage de 100% (ex : pour une pluie donnée on peut avoir une contribution faible pour une source et très élevée pour une autre source, et vis versa)

En terme de masse par événement, nos résultats confirment le fait que, quel que soit l'événement pluvieux, les masses polluantes générées par les eaux de ruissellement et les eaux usées de temps sec n'expliquent qu'une partie de la masse totale mesurée à l'exutoire. Une fraction importante de la masse polluante totale est donc à attribuer aux échanges avec les stocks de pollution présents à l'intérieur du réseau d'assainissement. Ce résultat montre que les masses de solides et de matières oxydables sédimentées dans le réseau au cours d'un événement pluvieux sont nettement inférieures aux masses érodées. Les échanges avec les stocks de pollution du réseau constituent un apport médian de 175 à 410 kg de MES, MVS, DCO et DBO5.

En terme de pourcentage de contribution des différentes sources, nos résultats montrent que:

- les masses polluantes apportées par les eaux de ruissellement représentent moins de 32% de la masse totale de MES et de DCO, moins de 22% de la masse de MVS et moins de 20% de la masse de DBO5;
- la contribution des eaux usées de temps sec varie fortement en fonction de l'événement pluvieux: de 2 à 67% pour les MES, les MVS, et la DCO, de 2 à 81% pour la DBO5. En médiane, la masse polluante des eaux usées de temps sec représente 30 à 40% de la masse polluante totale des eaux pluviales unitaires;
- le terme d'échange avec les stocks du réseau constitue la source prépondérante dans le cas du bassin versant du Marais. Il représente de l'ordre de 40 à 80% de la masse de MES et de MVS des eaux pluviales unitaires, 30 à 80% de la masse de DBO5 et 25 à 70% de la masse de DCO.

Ces résultats concordent avec les estimations de [Bachoc; 92] et [Krejci; 87] et confirment les soupçons qui pesaient sur les dépôts des réseaux d'assainissement unitaires.

3.2.2. Contributions en matières oxydables dissoutes et particulaires

Les masses de DCO et de DBO5 dissoutes véhiculées à l'exutoire par temps de pluie sont peu importantes. Elles représentent, dans 80% des événements étudiées, entre 10 et 30% de la masse totale de matière oxydable.

La matière oxydable dissoute mesurée à l'exutoire au cours d'une pluie est attribuable dans sa majeure partie aux eaux usées de temps sec (voir bilans de masse dans le Tableau 136). Celles ci représentent en médiane 65% de la masse de DCO dissoute et 72% de la masse de

DBO5 dissoute. Les eaux de ruissellement constituent une source secondaire, générant en médiane 28% de la DCO dissoute et 16% de la DBO5 dissoute.

Le calcul des bilans de masse de matière oxydable dissoute à l'échelle du bassin versant conduit à des résultats assez instables en ce qui concerne le terme d'échange avec le réseau. Celui-ci fluctue entre –55% et +54% pour la DCO dissoute et entre –55% et +65% pour la DBO5 dissoute. Dans le cas de la matière oxydable dissoute, le terme d'échange avec les stocks du réseau est sans doute faussé du fait des incertitudes inhérentes à notre calcul , notamment l'incertitude sur le flux des eaux usées qui est susceptible de fluctuer de ± 20% d'un jour à un autre. Il est vraisemblable que les échanges avec les stocks du réseau ne jouent qu'un rôle mineur dans le transfert des matières organiques dissoutes.

Les bilans de contributions en DCO et DBO5 particulaires confirment les résultats obtenus pour les MVS. Les échanges avec les stocks du réseau constituent la principale source de matière organique particulaire. Selon nos calculs (voir Tableau 135 et Tableau 136), ils génèrent, dans 80% des cas, entre 35 et 85% de la matière organique particulaire véhiculée à l'exutoire, que ce soit en MVS, en DCO particulaire ou en DBO5 particulaire, avec une contribution médiane de l'ordre de 60%.

Tableau 136 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de DCO et DBO5 dissoutes et particulaires mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%)

		DCO dissoute			DCO particulaire			DBO5 dissoute			DBO5 particulaire		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
mg/l	Eaux usées	54	116	143	113	232	286	33	60	70	66	107	134
	Ruissellem.	14	18	42	29	40	78	3	4	10	5	7	15
	Total exut.	23	51	72	149	219	588	13	23	33	55	94	202
kg	Eaux usées	23	77	237	48	160	542	13	41	99	25	73	246
	Ruissellem.	21	35	80	42	79	214	4	8	21	8	13	34
	Total exut	71	114	321	379	755	1492	31	53	108	148	256	661
	Réseau	**-48**	**1**	**61**	**144**	**407**	**942**	**-24**	**7**	**34**	**67**	**157**	**378**
%	Eaux usées	24 %	65 %	104%	7 %	27 %	52 %	25 %	72 %	112%	8 %	31 %	56 %
	Ruissellem.	14 %	28 %	73 %	7 %	13 %	23 %	7 %	16 %	39 %	4 %	5 %	9 %
	Réseau	**-34%**	**1 %**	**44 %**	**36 %**	**60 %**	**81 %**	**-28%**	**15 %**	**50 %**	**39 %**	**64 %**	**85 %**

3.3. Variabilité des contributions en fonction de l'événement pluvieux

3.3.1. Paramètres pris en compte

Nous avons cherché à relier les masses ainsi que la proportion de MES, MVS, DCO totale et DBO5 totale produites au cours d'un événement pluvieux par chacune des trois sources (eaux usées, eaux de ruissellement et échanges avec les stocks du réseau) aux principales caractéristiques de cet événement pluvieux. Les paramètres explicatifs qui ont été pris en compte sont:

- des paramètres situant l'événement pluvieux dans son contexte

  HD: heure de début de pluie,

  DTS: durée de temps sec précédent l'événement pluvieux,

- des paramètres décrivant le hyétogramme de pluie

  D: durée de pluie,

  Imoy: intensité moyenne de l'événement pluvieux,

  Imax, Imax5, Imax20: intensité maximale de l'événement pluvieux calculée à pas de volume de 0.2 mm, ou à pas de temps de 5 mn ou 20 mn,

  Htot: la hauteur d'eau précipitée totale,

- des paramètres décrivant l'écoulement à l'exutoire

  Druiss:la durée de l'événement à l'exutoire du bassin,

  Qmoy: le débit moyen au cours de l'événement à l'exutoire,

  Qmax: le débit maximal sur un pas de temps de 2 minutes,

  Vtot: le volume total de l'événement à l'exutoire,

  Vruis: le volume de ruissellement à l'exutoire (volume total moins volume d'eaux usées).

Notre analyse s'est basée sur des corrélations linéaires simples et multiples, sur la base des 31 événements pluvieux pour lesquels les calculs de bilan ont été effectués.

3.3.2. Relations entre caractéristiques de l'événement pluvieux et masses polluantes issues des différentes sources

On trouvera en Tableau 137, pour chacune des sources, les valeurs des coefficients de corrélation simple entre les masses polluantes générées à l'échelle du bassin versant au cours d'un événement et les principaux paramètres explicatifs.

Tableau 137: coefficient de corrélation linéaire simple entre les caractéristiques des événements pluvieux et les masses générées par chaque source

	Eaux usées		Ruissellement			Réseau		
	HD[21]	Druiss	Imax	Htot	DTS	Imax	Htot	DTS
MES	-0.86	0.87	0.56	0.78	0.54	0.76	0.47	0.70
MVS	-0.85	0.88	0.46	0.85	0.39	0.72	0.46	0.70
DCO	-0.84	0.90	0.52	0.69	0.65	0.67	0.40	0.68
DBO5	-0.83	0.91	0.34	0.77	0.47	0.49	0.64	0.56

En ce qui concerne les eaux usées de temps sec, les paramètres déterminant leur contribution au cours d'un événement pluvieux sont la durée de l'événement pluvieux et l'heure de la journée à laquelle l'événement se produit. Comme on peut le voir en Figure 131 la masse attribuable aux eaux usées de temps sec croit avec la durée de l'événement et décroît linéairement avec l'heure de début de l'événement suivant un cycle allant de 4h à 4h. Une régression linéaire multiple avec les deux paramètres HD et Druiss permet d'expliquer 93 à 94% de la variance de la contribution des eaux usées (voir Tableau 139).

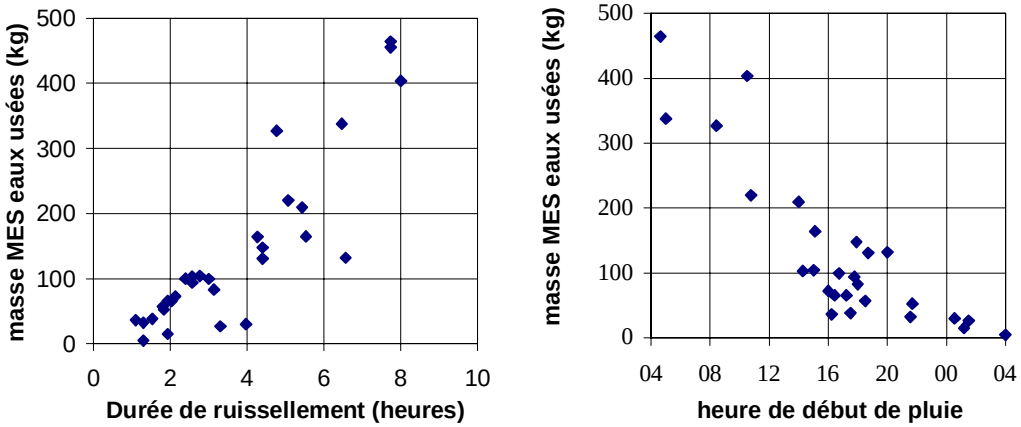


Figure 131: masse de MES provenant des eaux usées, en fonction de la durée de ruissellement (à l'exutoire) et de l'heure de début d'événement

Tableau 138 : équation de régression linéaire multiple entre les caractéristiques de la pluie et les masses générées au cours d'un événement pluvieux par les eaux usées

	Equation de régression[21]	R^2
MES	823Druiss-263HD+194	0.93
MVS	705Druiss-210HD+154	0.93
DCO	2002Druiss-517HD+382	0.93
DBO5	955Druis-227HD+167	0.94

Les paramètres les plus significatifs vis à vis de la masse générée par les eaux de ruissellement sont la hauteur d'eau précipitée, suivie de la durée de temps sec précédente et de l'intensité maximale de la pluie. Ceci rejoint les analyses faites précédemment en Partie 2 pour chacun des sites de mesure. Notons que les paramètres décrivant l'écoulement à l'exutoire sont fortement corrélés aux caractéristiques de l'événement pluvieux et ne permettent pas d'améliorer les corrélations. La prise en compte simultanée des trois paramètres Htot, Imax et DTS dans une régression linéaire multiple permet d'expliquer 80 à 90% de la variance des masses générées par les eaux de ruissellement du bassin versant pour les 31 événements pluvieux étudiés. Les corrélations les plus significatives sont obtenues pour les MES, les moins significatives pour la DBO5.

Tout comme pour les eaux de ruissellement, les principaux paramètres expliquant la variabilité des masses de solides et de matière oxydable issues des échanges avec les stocks du réseau sont l'intensité maximale de l'événement pluvieux (ou le débit maximal à l'exutoire), la durée de temps sec précédente et la hauteur totale de pluie (ou le volume total écoulé à l'exutoire). Les paramètres Imax et DTS sont cependant prépondérants devant Htot dans le cas de la contribution du réseau. Ces paramètres influent sur:

- l'énergie maximale de l'écoulement, et donc sa capacité à éroder les stocks présents dans le réseau et à les transporter,
- la durée pendant laquelle les matières facilement érodables ont pu s'accumuler dans le réseau avant la pluie, et donc le stock de matière mobilisable disponible dans le réseau.

La prise en compte simultanée des trois paramètres Htot, Imax et DTS dans une régression linéaire multiple permet d'expliquer 88% de la variance des masses de MES générées par les échanges avec le réseau, 85% de la variance des MVS et 73% de la variance des matières oxydables. Notons que les paramètres de débit et de volume à l'exutoire ne permettent pas d'améliorer les corrélations par rapport aux paramètres d'intensité et de hauteur de pluie.

[21] Dans l'équation de régression, HD est exprimé de la manière suivante :
Soit H l'heure de début d'événement, si H est compris entre 4h et 24h, HD=H/24 (en jours)
Si H est compris entre 0h et 4h, HD=1+H/24

Notons que ces paramètres caractérisent l'écoulement au niveau de l'exutoire mais ne sont pas forcément représentatifs de l'énergie de l'écoulement dans l'ensemble du réseau et en particulier à l'endroit où se trouvent les stocks de dépôts mobilisables.

Notons que ces corrélations ont été établies à partir des 31 événements pluvieux utilisés pour le bilan et caractérisés par des hauteurs précipitées supérieures à 2.6 mm et des intensités maximales supérieures à 2.5 mm/h. Elles ne sont peut être pas extrapolables au cas des très faibles événements pluvieux.

Tableau 139: équation de régression linéaire multiple entre les caractéristiques de la pluie et les masses générées au cours d'un événement pluvieux par les eaux de ruissellement et par les échanges avec le réseau

	Ruissellement		Echanges avec le réseau	
	Equation de régression	R^2	Equation de régression	R^2
MES	0.35 Imax + 14.6 Htot + 7.17 DTS - 45.5	0.90	2.92 Imax + 21.90 Htot + 26.31 DTS + 40.6	0.88
MVS	0.09 Imax + 7.25 Htot + 2.31 DTS - 15.6	0.87	1.45 Imax + 12.41 Htot + 15.61 DTS +59.2	0.83
DCO	0.36 Imax + 20.95 Htot + 15.02 DTS - 72.3	0.89	2.50 Imax + 19.15 Htot + 28.12 DTS + 120	0.73
DBO5	-0.03 Imax + 4.56 Htot + 2.21 DTS - 10.6	0.81	0.41 Imax + 20.17 Htot + 13.39 DTS - 14.8	0.73
Domaine de validité des équations de régression : Imax = 2.5 à 192 mm/h Htot = 2.6 à 21.6 mm DTS = 0.03 à 29.9 jours				

Nous n'avons pas pu mettre en évidence de différence dans la contribution du réseau en fonction de la période de la journée à laquelle se produit l'événement pluvieux (voir Figure 132). Les variations du stock mobilisable au cours de la journée n'ont donc qu'un effet négligeable sur la masse totale générée par les échanges avec le réseau.

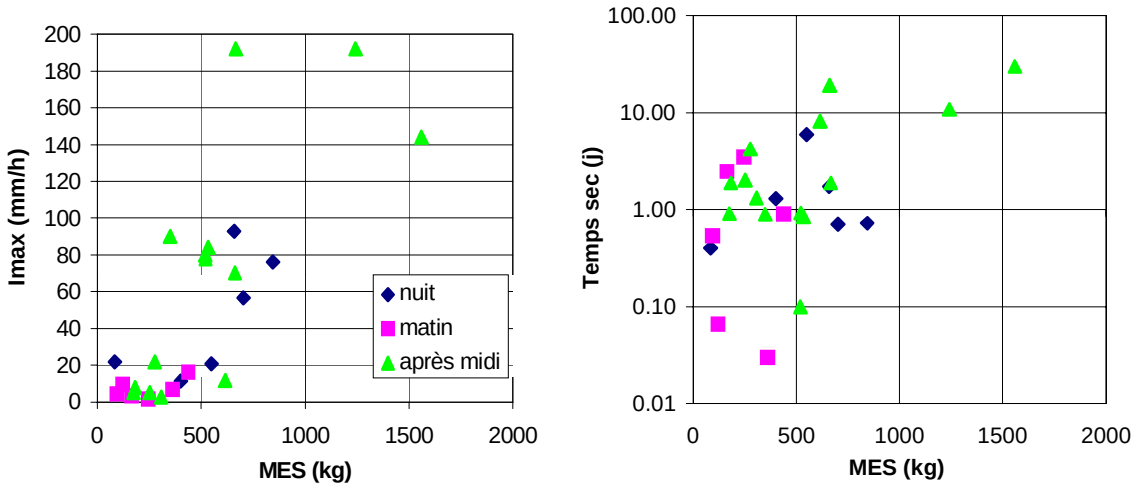


Figure 132 : relation entre la masse de MES issue des échanges avec les stocks du réseau et l'intensité maximale de la pluie ou de la durée de temps sec précédente, en fonction de la période de la journée à la quelle l'événement pluvieux a lieu

Nous avons cherché à déterminer si l'augmentation de la masse issue des échanges avec le réseau en fonction de la durée de temps sec tendait ou non vers une asymptote. Pour cela, nous avons considéré les événements succédant à une durée de temps sec supérieure à une journée. Pour ces événements nous avons calculé la différence DMES entre la masse de MES issue du réseau pour l'événement considéré et la masse MES qui aurait été issue du réseau pour le même événement mais après une durée de temps sec de 1 jour (cette dernière masse est estimée au moyen de l'équation de régression établie en Tableau 139). On voit, d'après la Figure 133 représentant DMES en fonction de la durée de temps sec, que la masse accumulée dans le réseau par temps sec et mobilisée au cours de l'événement augmente avec la durée de temps sec et ne semble pas tendre vers une asymptote, ou du moins cette asymptote n'est-elle pas atteinte au bout de 30 jours de temps sec.

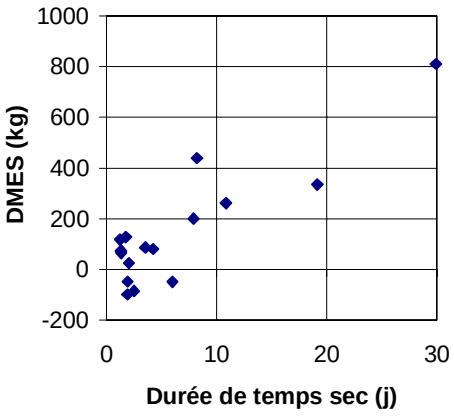


Figure 133 : masse supplémentaire de MES issue du réseau, par rapport à la masse générée après une durée de temps de sec de 1 jour, en fonction de la durée de temps sec

3.3.3. Relation entre les caractéristiques de l'événement pluvieux et la proportion de la masse polluante issue de chaque source

La proportion de la masse de particules et de matière oxydable provenant des eaux usées de temps sec est d'autant plus importante que l'événement pluvieux est de faible intensité et de longue durée. Les contributions les plus faibles, de 2 à 5%, ont été mesurées pour des événements pluvieux nocturnes (entre minuit et cinq heures du matin) ou pour des événements orageux très courts et intenses (durée de pluie d'une dizaine de minutes, intensité maximale sur la durée d'un basculement d'auget supérieure à 100 mm/h). Les contributions les plus élevées, de l'ordre de 40 à 60%, ont été obtenues pour des événements diurnes longs (D= 4 à 6 heures) et peu intenses (Imoy ≤ 1.6 mm/h).

La proportion de la masse polluante apportée par les eaux de ruissellement a tendance à croître en fonction de l'intensité maximale de pluie (ou du débit maximal), de la hauteur précipitée totale. Elle ne parait pas corrélée à la durée de temps sec précédente ni à la durée de l'événement pluvieux.

La proportion de la masse polluante issue des échanges avec les stocks du réseau croit avec l'intensité de la pluie et avec l'importance du débit à l'exutoire. La corrélation la plus significative est obtenue avec l'intensité maximale sur 5 minutes (R = 0.49 à 0.58 suivant le paramètre de pollution). Cette proportion tend à diminuer pour les durées de pluie et les hauteurs de pluie croissantes.

4. CONTRIBUTIONS EN METAUX

4.1. Flux polluants issus des eaux de ruissellement à l'échelle du bassin versant et contribution des différents types d'eaux de ruissellement

4.1.1. Contribution des différents types d'eaux de ruissellement au flux métallique global des eaux de ruissellement du bassin

La grande majorité des métaux contenus dans les eaux de ruissellement du bassin versant provient des toitures. Plus de 80% de la masse de cadmium, plomb et zinc sont attribuables aux eaux de ruissellement de toiture, les cours et la voirie ne constituant qu'une source mineure pour ces trois métaux. Dans le cas du cuivre, la contribution des toitures est un peu moins élevée et plus variable, de l'ordre de 50 à 85%, alors qu'une proportion non négligeable de l'ordre de 10 à 40% provient de la voirie.

Ce résultat peut paraître surprenant de prime abord car contraire à l'idée selon laquelle le lessivage des voies de circulation serait la principale source de pollution métallique des eaux de ruissellement. Dans le cas du bassin versant du Marais, la majeure partie de la pollution métallique est attribuable à la corrosion des matériaux de toiture. Le rôle prépondérant des eaux de ruissellement de toiture est à relier à la tradition parisienne des toitures en zinc et à l'usage fréquent du plomb pour les travaux accessoires. La contribution relative des différents types d'eaux de ruissellement est susceptible de varier fortement d'une zone urbaine à une autre en fonction des matériaux traditionnellement utilisés dans le bâtiment.

Tableau 140: contribution des différents types d'eaux de ruissellement à la masse polluante totale des eaux de ruissellement du bassin (le total du ruissellement représente 100%)

		Cadmium			Cuivre			Plomb			Zinc		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
g	Toitures	1.8	3.8	8.6	42	101	182	336	783	1873	5316	8020	16572
	Cours	0.09	0.2	0.7	3.6	5.5	17.1	19.0	28	77	104	291	494
	Voirie	0.08	0.3	0.7	13.5	25.8	96.2	25	66	179	188	467	943
	Total ruiss.	2.0	4.1	9.6	74.7	119.3	302.9	359	911	2076	5567	9133	17760
%	Toitures	84%	88%	92%	48%	64%	85%	80%	88%	93%	88%	93%	96%
	Cours	3%	5%	8%	3%	5%	8%	2%	3%	7%	1%	2%	5%
	Voirie	4%	7%	10%	11%	32%	43%	4%	9%	17%	2%	5%	7%

4.1.2. Comparaison des eaux de ruissellement du bassin versant avec les rejets des réseaux séparatifs

Les concentrations et les flux de métaux dans les eaux de ruissellement globales du bassin versant ont été comparées en Tableau 141 avec les ordres de grandeur cités dans la bibliographie pour les effluents des réseaux séparatifs.

Tableau 141: ordre de grandeur des flux de métaux dans les eaux de ruissellement du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, et comparaison avec les valeurs mesurées à l'exutoire de réseaux séparatifs

		Cadmium			Cuivre			Plomb			Zinc		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
µg/l	Marais	1.4	1.8	4.05	37	56	131	257	425	724	2297	3199	8877
	Séparatif [22]	(0.7) à (12)			(10) à (183)			(20) à (410)			(158) à (760)		
g/ha imp./mm	Marais	0.01	0.02	0.03	0.30	0.47	0.77	2.25	3.57	4.54	19.4	24.9	54.1
	Séparatif [23]	(0.005) à (0.075)			(0.08) à (2.11)			(0.49) à (1.13)			(1.0) à (3.4)		

- Les concentrations et flux de cadmium sont dans la plage des valeurs citées pour les réseaux séparatifs. Ils sont comparables aux valeurs mesurées récemment sur trois bassins versants résidentiels strictement séparatifs à Genève et à Lausanne [Rossi; 98].
- Les concentrations et flux de cuivre sont dans la tranche basse des données bibliographiques pour les réseaux séparatifs.
- Les concentrations en plomb sont parmi les valeurs les plus fortes citées pour les effluents séparatifs. Les flux sont quant à eux nettement supérieurs aux valeurs bibliographiques: de l'ordre de 7 fois les valeurs usuelles pour une zone résidentielle.
- Les concentrations et les flux de zinc sont très supérieurs aux valeurs mesurées jusqu'à présent à l'exutoire des réseaux séparatifs.

[22] plage de variation des valeurs moyennes par site pour 7 bassins versants séparatifs stricts en France (base QASTOR, diverses occupations du sol [Saget; 94] et Rézé, zone pavillonnaire [Colandini; 97]), 3 bassins versants séparatifs en Suisse ([Rossi; 98]; zones résidentielles) et 1 bassin versant séparatif aux Pays Bas ([Van Dam et al.; 86], zone résidentielle)

[23] plage de variation des valeurs moyennes par site pour 6 bassins versants séparatifs stricts en France (base QASTOR [Saget; 94]) et 3 bassins versants séparatifs en Suisse ([Rossi; 98])

Les charges nettement plus élevées en plomb et en zinc dans les eaux de ruissellement du Marais sont attribuables aux matériaux de couverture des toitures parisiennes. La forte densité des toitures en zinc rencontrée sur ce bassin est caractéristique du centre de certaines grandes villes. L'usage des toitures en zinc est nettement moins répandu en zone périurbaine, où se situent la plupart des bassins versants séparatifs étudiés dans la littérature. Par ailleurs, bien que le plomb soit un matériau commun pour certains travaux de couverture, notamment les étanchéités, son usage pour la réalisation de parties apparentes exposées aux intempéries tels que des chatières, des chenaux, des entourages de fenêtre ou des éléments décoratifs est assez caractéristique des toitures anciennes des bâtiments à caractère historique du centre de Paris.

Les concentrations et les flux plus élevés de cuivre rencontrés dans certaines données bibliographiques seraient attribuables à l'usage abondant de cuivre dans la ferblanterie des toitures ([Rossi ; 98]). Sur le bassin du Marais, l'usage du cuivre est assez peu répandu et se limite aux gouttières et descentes de gouttières des bâtiments classés monuments historiques.

Connaissant les fortes concentrations en cadmium générées par les toitures et les gouttières en zinc, il est surprenant de constater que les flux de cadmium dans les eaux de ruissellement du Marais sont du même ordre de grandeur que ceux de la littérature. Cependant, à l'exception des trois bassins versants suisses, les données bibliographiques sont relativement anciennes. Or, comme le souligne [Garnaud et al.; 98], une baisse significative des concentrations en cadmium dans les eaux de pluie a été constatée ces dernières années en région parisienne. Les concentrations mesurées par [Garnaud et al.; 98] dans l'agglomération parisienne sont 5 à 10 fois inférieures à celles mesurées 10 ans auparavant par [Grange et Deutsch ; 86], ce que ces auteurs attribuent à une diminution des rejets dans l'atmosphère, notamment une diminution des rejets dus aux usines d'incinérations d'ordures. Dans le cas des données suisses, [Rossi; 98] évoque une origine du cadmium qui pourrait être liée à la ferblanterie des toitures.

4.2. Ordres de grandeur des contributions en métaux des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau

4.2.1. Contribution des différentes sources en métaux totaux

Le Tableau 142 synthétise les ordres de grandeur des contributions des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec le réseau à la pollution métallique véhiculée au cours d'une pluie à l'exutoire du bassin versant.

Tableau 142: contribution 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 (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%)

Métaux totaux		Cadmium			Cuivre			Plomb			Zinc		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
µg/l	Eaux usées	0.06	0.28	0.30	34	61	82	5	8	13	60	114	170
	Ruissellem.	1.37	1.78	4.05	37	56	131	257	425	724	2297	3199	8877
	Total exut.	0.75	1.32	2.82	73	117	259	152	177	337	1025	1495	3420
g	Eaux usées	0.02	0.2	0.5	12.7	49.3	151.9	1.8	7.5	25.8	22.5	97.6	324.8
	Ruissellem.	2.0	4.1	9.6	74.7	118.5	298.5	359	911	2076	5567	9133	17760
	Total exut	2.5	4.0	8.1	240.4	308.2	859.1	214.9	642.4	1585	3524	5084	10428
	Réseau	**-3.7**	**-0.4**	**2.7**	**17.4**	**125.2**	**404.3**	**-1494**	**-625**	**-96**	**-7145**	**-3450**	**-2622**
%	Eaux usées	1%	4%	8%	3%	17%	41%	0%	1%	4%	0%	2%	4%
	Ruissellem.	57%	105%	190%	20%	34%	72%	104%	142%	185%	146%	163%	204%
	Réseau	**-114%**	**-13%**	**39%**	**11%**	**45%**	**67%**	**-86%**	**-43%**	**-5%**	**-108%**	**-70%**	**-46%**

Les métaux transitant à l'exutoire du Marais par temps de pluie peuvent être classés en deux catégories en fonction de leurs sources principales.

Le cuivre présente un comportement assez proche de celui des paramètres globaux MES, MVS, DCO et DBO5. Sa concentration à l'exutoire est nettement supérieure à celle mesurée dans les eaux usées et dans les eaux de ruissellement. Tout comme pour les MES, les masses de cuivre apportées au cours d'une pluie par les eaux de ruissellement et les eaux usées ne suffisent pas à expliquer la masse mesurée à l'exutoire et une fraction importante est à attribuer aux échanges avec les stocks du réseau. La proportion de cuivre provenant de chacune des trois sources (eaux usées, eaux de ruissellement et échanges avec le réseau) est

extrêmement variable d'un événement pluvieux à l'autre. En médiane sur les 11 événements pluvieux étudiés, le réseau représente la source la plus importante avec 45% de la masse, suivi du ruissellement (34%) et des eaux usées (11%).

Dans le cas du plomb, du zinc et du cadmium, les résultats sont complètement différents:

- Les eaux usées constituent une source mineure de ces trois métaux par temps de pluie. Elles génèrent moins de 4% de la masse de plomb et de zinc et moins de 8% de la masse de cadmium.
- Les masses amenées dans le réseau par les eaux de ruissellement sont, sauf quelques exceptions pour le cadmium, largement supérieures à celles mesurées à l'exutoire. Ceci signifie une perte de métaux, lors de leur transfert vers l'exutoire, par échanges avec les stocks du réseau.

La masse métallique « disparue » au cours du transfert est extrêmement variable dans le cas du cadmium, mais toujours très importante pour le plomb et le zinc (voir Tableau 142).

Ce résultat est intrigant car en contradiction avec les résultats obtenus pour les matières en suspension, la matière oxydable et le cuivre. Aussi nous attacherons nous, dans le paragraphe 5, à vérifier l'absence d'un biais dans la méthode de calcul, du fait notamment des incertitudes de mesure et des incertitudes d'extrapolation.

La perte de métaux durant le transfert en réseau pourrait s'expliquer par

- une sédimentation des métaux particulaires ;
- l'adsorption des métaux dissous sur les particules des dépôts en réseau ;
- une transformation des métaux dissous en métaux particulaires (par précipitation, complexation, adsorption..) suivie d'une sédimentation.

Cependant, comment expliquer une sédimentation de certains métaux alors que l'érosion serait prépondérante pour les MES? Pourquoi les métaux dissous s'adsorberaient-ils sur les sédiments et non sur les particules en suspension ou sur les particules érodées au cours de l'événement pluvieux?

4.2.2. Contribution des différentes sources en métaux dissous et particulaires

L'évaluation de la contribution des différentes sources en terme de métaux dissous d'une part, et de métaux particulaires d'autre part, devrait permettre d'identifier la forme des métaux « perdus » durant le transfert dans le réseau. Ceci permettra d'étayer les hypothèses

concernant un changement de phase des métaux dissous ou une sédimentation des métaux particulaires.

4.2.2.1. Contributions en métaux dissous

Les bilans des masses de métaux dissous produits au cours d'un événement pluvieux à l'échelle du bassin versant sont synthétisés dans le Tableau 143.

Il s'avère que, quel que soit le métal considéré (Cd, Cu, Pb ou Zn) et quel que soit l'événement pluvieux, la masse de métal dissous apportée au réseau par les eaux de ruissellement est très nettement supérieure à la masse mesurée à l'exutoire. La perte en métaux dissous durant leur transfert dans le réseau d'assainissement représente plus de 80% de la masse de plomb et de zinc dissous des eaux de ruissellement, plus de 90% de la masse de cadmium dissous et entre 40 et 100% de la masse ce cuivre dissous.

A moins d'un biais systématique et important dans nos estimations (ce point sera vérifié au paragraphe 5 : Effet des incertitudes sur le calcul des bilans), ce résultat démontre une modification de la forme chimique des métaux au cours de leur transfert en réseau. On observe clairement un changement de phase des métaux dissous.

Tableau 143 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de métaux dissous mesurés par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant

Métaux dissous		Cadmium			Cuivre			Plomb			Zinc		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
g	Eaux usées	0.00	0.00	0.00	1.2	3.4	10.1	0.5	1.3	4.1	5	19	58
	Ruissellem.	1.56	3.56	6.34	33.5	51.5	86.7	160.2	337.1	848.7	4904	7300	13812
	Total exut	0.00	0.03	0.28	3.4	9.4	28.3	5.9	37.4	48	122	620	1113
	« Réseau »	-6.15	-3.56	-1.56	-78.3	-50.0	-16.0	-740	-332	-159	-13493	-7060	-4774
% Réseau / Ruiss.		-100%	-99%	-93%	-100%	-93%	-41%	-98%	-93%	-86%	-99%	-95%	-81%

4.2.2.2. Contribution en métaux particulaires

Les bilans des masses de métaux particulaires produits au cours d'un événement pluvieux à l'échelle du bassin versant sont synthétisés dans le Tableau 144.

Pour le cadmium, le cuivre et le zinc on observe, quel que soit l'événement pluvieux, un apport de métaux particulaires durant le transfert en réseau, les masses mesurées à l'exutoire étant supérieures à celles apportées par les eaux usées et le ruissellement. Entre 45 et 85% du cadmium, cuivre et zinc particulaires proviendraient de l'intérieur du réseau

d'assainissement. Cet apport peut s'expliquer par une contribution des stocks du réseau, comme dans le cas des matières en suspension et de la matière organique particulaire. Il peut également être dû au passage d'une partie des métaux dissous sous forme de métaux particulaires en suspension.

Dans le cas du plomb particulaire, les bilans de masse sont très variables d'un événement à un autre. Le ruissellement constitue dans la majorité des cas la principale source de plomb particulaire. Cependant, le terme d'échange avec le réseau fluctue entre –50% et +50%.

Tableau 144: contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de métaux particulaires mesurés par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%)

Métaux particulaires		Cadmium			Cuivre			Plomb			Zinc		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
g	Eaux usées	0.02	0.18	0.55	12	46	142	1	6	22	17	79	267
	Ruissellem.	0.49	0.86	3.31	31	49	208	199	452	1783	565	1082	3245
	Total exut	2.49	3.71	8.06	237	297	797	212	630	1478	2822	4881	7780
	Réseau	**1.07**	**2.92**	**6.34**	**96**	**202**	**419**	**-565**	**98**	**416**	**2059**	**3325**	**6348**
%	Eaux usées	1%	4%	9%	3%	16%	41%	0%	1%	3%	0%	1%	4%
	Ruissellem.	12%	22%	44%	11%	21%	30%	45%	84%	146%	14%	25%	49%
	Réseau	**49%**	**71%**	**86%**	**38%**	**68%**	**79%**	**-46%**	**15%**	**50%**	**49%**	**72%**	**83%**

4.3. Variabilité des contributions en fonction de l'événement pluvieux

Nous n'analyserons pas en détail la variabilité des contributions des différentes sources en métaux et hydrocarbures, le nombre d'événements pluvieux étudiés étant trop faible pour permettre d'établir des relations fiables entre les caractéristiques des événements pluvieux et les contributions.

Pour les métaux, nous avons cependant remarqué les tendances suivantes, d'après les coefficients de corrélation simple donnés en Tableau 145:

- Pour le cuivre, total ou particulaire, la masse issue des échanges avec le réseau augmente avec la durée de temps sec précédent l'événement pluvieux et avec l'intensité moyenne et maximale de la pluie. Ce métal a un comportement semblable à celui des matières en suspension.

- Pour le cadmium, le plomb et le zinc, total et dissous, la masse métallique «perdue » au cours du transfert en réseau est augmente avec la masse métallique générée par les eaux de ruissellement, ce qui explique la corrélation trouvée avec la hauteur de pluie Htot et avec le débit maximal à l'exutoire.
- Aucune tendance claire n'a pu être établie pour le cuivre dissous, le cadmium particulaire et le plomb particulaire.
- La masse de zinc particulaire issue des échanges avec les stocks du réseau tend à augmenter avec l'intensité maximale de la pluie, ce qui peut être relié à un phénomène d'érosion.

Tableau 145 : coéfficients de corrélations simple (R) les plus significatifs entre les caractéristiques de l'événements pluvieux et les masses métalliques issues des échanges avec le réseau

	Total		Dissous		Particulaire	
	Paramètre	R	Paramètre	R	Paramètre	R
Cadmium	Htot Qmax	-0.62 -0.45	Htot Qmax	-0.80 -0.79	-	-
Cuivre	DTS Imoy	0.75 0.78	-	-	DTS Imoy	0.79 0.86
Plomb	Htot Qmax	-0.70 -0.50	Htot Qmax	-0.66 -0.57	-	-
Zinc	Htot Qmax	-0.70 -0.61	Htot Qmax	-0.70 -0.74	Imax	0.82

5. EFFET DES INCERTITUDES SUR LE CALCUL DES BILANS

L'objectif de ce paragraphe est de tester la robustesse de nos calculs de bilan et de contrôler les ordres de grandeurs annoncés précédemment pour la contribution des différentes sources au vu des différentes sources d'incertitudes.

Deux types d'erreurs sont susceptibles d'affecter nos calculs de bilans de masse au cours d'un événement pluvieux et à l'échelle du bassin. Ce sont :

- les erreurs dues aux incertitudes de mesure des volumes et des concentrations au niveau des différents sites de mesure,
- les erreurs liées à l'extrapolation des données mesurées sur quelques sites à l'ensemble de la surface du bassin versant.

5.1. Effet des incertitudes de mesure

5.1.1. Incertitude sur les volumes

L'erreur liée à l'incertitude sur les volumes d'effluent est relativement faible. Nous avons vu, au chapitre 1.4, que l'incertitude sur la mesure des débits à l'exutoire, par temps sec ou par temps de pluie, était de l'ordre de ± 7%. Ceci induit une incertitude de ± 7% sur la masse totale véhiculée à l'exutoire au cours d'une pluie et sur la masse issue des eaux usées de temps sec. Le volume des eaux de ruissellement est calculé par différence entre le volume total et le volume estimé pour les eaux usées. Les eaux usées représentant toujours moins de 50% du volume total, l'erreur sur le volume ruisselé est au maximum de ± 15%.

Ces erreurs sont sans conséquence sur les conclusions de nos calculs de bilans.

5.1.2. Incertitudes sur les concentrations moyennes au cours de l'événement

5.1.2.1. Méthode d'évaluation des erreurs dues aux incertitudes sur les concentrations

Les incertitudes sur les concentrations moyennes mesurées au cours d'un événement pluvieux ont été évaluées pour chaque site d'échantillonnage en Partie 1. On trouvera en annexe 4, les valeurs retenues pour la moyenne μ et l'écart type σ de l'erreur ε, définie

comme : ε = (Cmesuré – Créel) / Créel. Nous ferons l'hypothèse que les erreurs ε suivent des lois normales.

L'impact de ces incertitudes de mesure sur les résultats des bilans de masse a été testé pour trois à quatre événements pluvieux, au moyen d'une procédure de Monte Carlo. La procédure suivie est décrite en Figure 134.

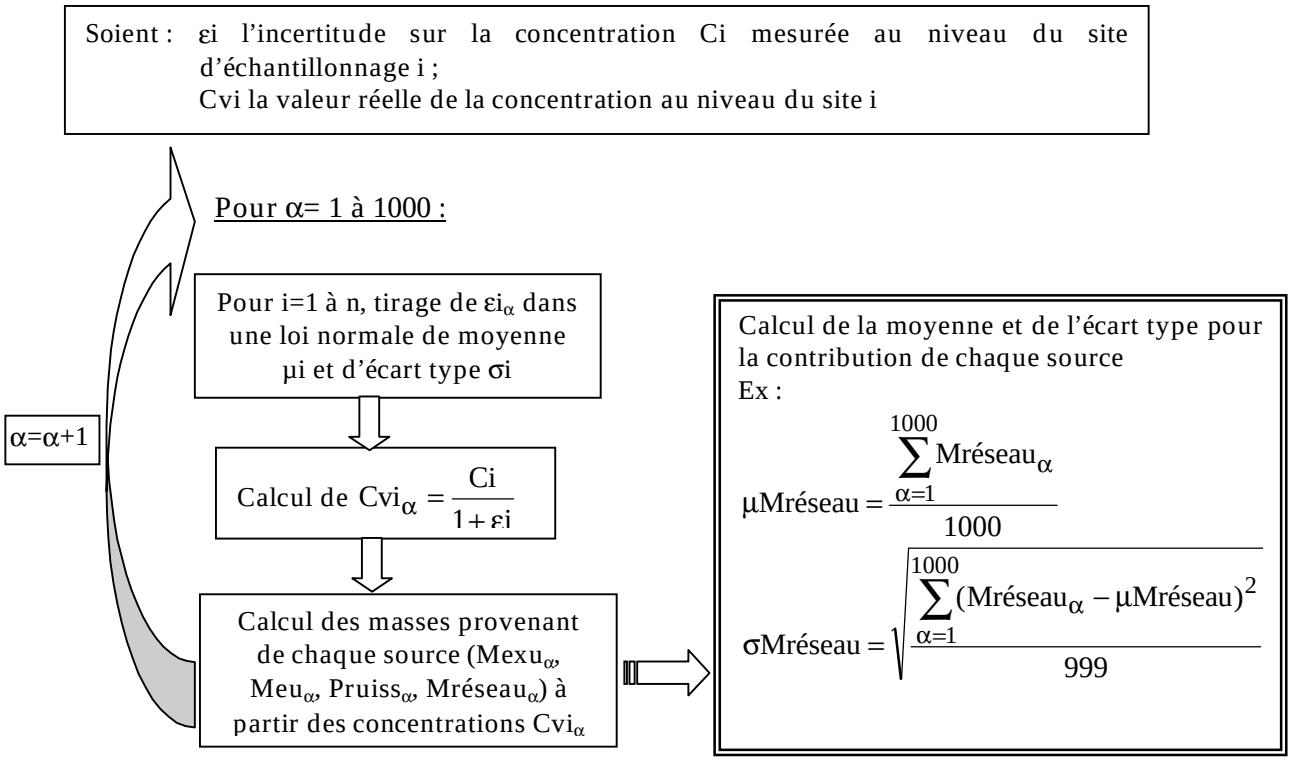


Figure 134: procédure suivie pour évaluer l'effet des incertitudes sur les concentrations dans le calcul des contributions des différentes sources

On trouvera dans les Tableau 146 et Tableau 147, les valeurs réelles de la contribution de chaque source, compte tenu des incertitudes de mesure, ainsi que l'erreur sur les masses estimées dans nos bilans. Les résultats sont exprimés de la façon suivante :

Contribution réelle, en masse : $\mu Mx \pm \sigma Mx$; $Mx \in \{Meu ; Pruis ; Mres\}$[24],

où μMx est la moyenne des masses Mxα calculées par la procédure de Monte Carlo, σMx est l'écart type des masses Mxα calculées par la procédure de Monte Carlo.

[24] rappel des notations : Meu = masse due aux eaux usées de temps sec
Pruis = masse apportée dans le réseau par les eaux de ruissellement
Mres = masse provenant des échanges avec les stocks du réseau
Mexu = masse totale mesurée à l'exutoire.

Erreur sur les masses estimées dans les bilans : $$E = \frac{\tilde{M}x - \mu Mx}{\mu Mx} \pm \frac{\sigma Mx}{\mu Mx},$$

où $\tilde{M}x$ est la masse estimée dans nos bilans. Si l'erreur sur Mx est gaussienne, E correspond à l'incertitude au seuil de confiance de 67%.

5.1.2.2. Cas des bilans en MES, MVS, DCO totale et DBO5 totale

On se référera aux valeurs données dans le Tableau 146.

Tableau 146: incertitude sur les masses de MES, MVS, DCO et DBO5 issues des différentes sources, du fait des incertitudes sur les concentrations

		Eaux usées		Ruissellement		Réseau	
		μMeu±σMeu	Erreur	μPruis±σPruis	Erreur	μMres±σMres	Erreur
MES	05/07/96	303 ± 19	0.12 ± 0.06	405 ± 16	-0.05 ± 0.04	376 ± 88	0.46 ± 0.23
	06/08/96	93 ± 6	0.12 ± 0.06	438 ± 9	-0.02 ± 0.02	1252 ± 138	0.25 ± 0.11
	22/08/96	24 ± 1.5	0.13 ± 0.06	121 ± 7	-0.07 ± 0.06	316 ± 36	0.27 ± 0.11
	12/11/96	65 ± 4	0.12 ± 0.06	47 ± 2	-0.13 ± 0.04	134 ± 20	0.31 ± 0.15
MVS	05/07/96	247 ± 16	0.12 ± 0.06	210 ± 9	-0.04 ± 0.04	276 ± 59	0.39 ± 0.21
	06/08/96	79 ± 5	0.11 ± 0.06	159 ± 4	-0.02 ± 0.03	754 ± 77	0.22 ± 0.10
	22/08/96	21 ± 1	0.12 ± 0.06	71 ± 4	-0.07 ± 0.06	222 ± 25	0.25 ± 0.11
	12/11/96	56 ± 4	0.13 ± 0.06	25 ± 1	-0.07 ± 0.06	103 ± 15	0.27 ± 0.15
DCO	05/07/96	694 ± 49	-0.01 ± 0.07	544 ± 20	-0.04 ± 0.04	811 ± 187	0.16 ± 0.23
	22/08/96	65 ± 5	0.00 ± 0.08	199 ± 10	-0.05 ± 0.05	345 ± 54	0.12 ± 0.16
	12/11/96	184 ± 13	-0.01 ± 0.07	74 ± 3	-0.06 ± 0.04	199 ± 42	0.16 ± 0.21
DBO5	05/07/96	342 ± 24	-0.01 ± 0.07	138 ± 4	-0.03 ± 0.03	590 ± 96	0.11 ± 0.16
	22/08/96	40 ± 3	0.00 ± 0.08	55 ± 2	-0.04 ± 0.04	113 ± 18	0.11 ± 0.16
	12/11/96	85 ± 6	0.00 ± 0.07	11 ± 0	-0.06 ± 0.04	83 ± 17	0.13 ± 0.20

- L'erreur sur la détermination de la masse apportée par les eaux de ruissellement est faible. On note une sous estimation systématique de 2 à 13% de la masse véhiculée par les eaux de ruissellement, à la quelle s'ajoute une erreur aléatoire (σMruis / μMruis) de ± 2 à 6%.
- L'erreur sur la masse de DCO et de DBO5 due aux eaux usées de temps sec est de l'ordre de ± 8%. Par contre, on note une surestimation systématique de 12% des masses de MES et de MVS, à la quelle s'ajoute une erreur aléatoire de ± 6%.
- Les erreurs de mesure à l'exutoire conduisent à une surestimation systématique de la masse issue des échanges avec le réseau. Cette surestimation est de l'ordre de 11 à 16% pour la matière oxydable totale, et de 22 à 46% pour les matières en suspension et matières volatiles en suspension. A cela s'ajoute une erreur aléatoire (σMres / μMres) de ± 10 à 23%.

Ces incertitudes, bien que relativement élevées dans le cas de la masse issue du réseau, ne remettent pas en cause nos conclusions sur la contribution des différentes sources. En effet, même si l'on tient compte des incertitudes de mesure, le réseau reste la principale source de MES, MVS, DCO et DBO5.

5.1.2.3. Cas des bilans en métaux totaux

On se référera aux valeurs données dans le Tableau 147.

Tableau 147: incertitude sur les masses de métaux totaux issues des différentes sources, du fait des incertitudes sur les concentrations

		Eaux usées		Ruissellement		Réseau	
		µMeu±σMeu	Erreur	µPruis±σPruis	Erreur	µMres±σMres	Erreur
Cd	05/07/96	0.8 ± 0.4	-0.25 ± 0.50	12.9 ± 1.6	-0.07 ± 0.12	-7.8 ± 2.1	-0.23 ± 0.27
	06/08/96	0.18 ± 0.07	0.11 ± 0.39	9.8 ± 1.8	0.02 ± 0.18	-2 ± 2	-1.00 ± 1.00
	22/08/96	0.03 ± 0.03	-0.33 ± 1.00	5.5 ± 0.6	-0.07 ± 0.11	-2 ± 1	0.00 ± 0.50
Cu	05/07/96	213 ± 139	-0.29 ± 0.65	330 ± 65	-0.10 ± 0.20	192 ± 171	1.13 ± 0.89
	06/08/96	44 ± 6	0.12 ± 0.14	296 ± 163	-0.03 ± 0.55	524 ± 184	0.29 ± 0.35
	22/08/96	18 ± 14	-0.28 ± 0.80	95 ± 26	-0.14 ± 0.27	127 ± 37	0.48 ± 0.29
Pb	05/07/96	32 ± 9	-0.19 ± 0.28	2996 ± 88	-0.02 ± 0.03	-1654 ± 216	-0.17 ± 0.13
	06/08/96	7 ± 1	0.07 ± 0.14	2099 ± 52	-0.01 ± 0.02	-1011 ± 149	-0.19 ± 0.15
	22/08/96	2 ± 1	-0.10 ± 0.50	971 ± 37	-0.06 ± 0.04	-458 ± 78	-0.31 ± 0.17
Zn	05/07/96	398 ± 97	-0.18 ± 0.24	16240 ± 275	-0.02 ± 0.02	-7640 ± 1074	-0.23 ± 0.14
	06/08/96	89 ± 13	0.10 ± 0.15	20030 ± 185	-0.01 ± 0.01	-9109 ± 1180	-0.22 ± 0.13
	22/08/96	28 ± 6	-0.18 ± 0.21	9002 ± 145	0.02 ± 0.02	-5652 ± 387	-0.08 ± 0.07

Dans le cas du plomb et du zinc :

- L'incertitude sur la détermination des masses issues du ruissellement est faible.
- L'incertitude sur la masse véhiculée par les eaux usées peut être élevée pour certains événements. Elle reste cependant sans incidence sur le calcul des contributions des différentes sources, l'apport de plomb et de zinc par les eaux usées étant négligeable devant les masses totales en jeu.
- La masse de plomb et de zinc « perdue » lors de transfert en réseau tend à être sous estimée de 10 à 30% dans nos bilans. L'erreur aléatoire de ± 20% sur le calcul des masses « échangées avec les stocks du réseau » ne remet pas en cause l'importance des masses de plomb et de zinc "perdues" dans le réseau.

Dans le cas du plomb et du zinc, les incertitudes sur les concentrations mesurées ne remettent donc pas en cause nos conclusions concernant la contribution des différentes sources.

Dans le cas du cuivre, les incertitudes sur le calcul des masses issues de chaque source sont fortement variables d'un événement pluvieux à l'autre et peuvent être élevées dans certains cas. Les résultats dépendent du niveau de concentration en cuivre (incertitude d'analyse variable en fonction de la concentration) et de la période de la journée (incertitude sur l'apport en cuivre par les eaux usées). Ces incertitudes ne remettent cependant pas en cause l'existence d'un apport de cuivre par échange avec les stocks du réseau.

Dans le cas du cadmium, les incertitudes de mesure conduisent à des incertitudes très élevées sur la contribution des stocks du réseau. Elles peuvent expliquer l'instabilité de ce terme dans nos calculs de bilan, la contribution du réseau ayant été trouvée tantôt positive tantôt négative (voir Tableau 142).

5.2. Effet des incertitudes d'extrapolation

Dans le cadre de nos calculs de bilans nous avons eu recours à deux types d'extrapolation :

- une extrapolation dans le temps des données concernant les eaux usées de temps sec,
- une extrapolation dans l'espace des données concernant les eaux de ruissellement.

L'objectif de ce paragraphe est de tester l'impact que peuvent avoir les erreurs liées à ces deux types d'extrapolation sur nos conclusions concernant les contributions des différentes sources à la pollution totale mesurée par temps de pluie à l'exutoire du bassin.

5.2.1. Incertitude due à l'extrapolation des données concernant les eaux usées

Les masses attribuables aux eaux usées au cours d'un événement pluvieux ont été évaluées à partir des flux moyens mesurés lors des campagnes de temps sec. Or, nous avons vu au chapitre 2 de la Partie 2, que ces flux étaient susceptibles de fluctuer de ± 25% d'un jour à un autre. Aussi avons nous testé l'impact qu'une erreur de ± 25% sur les flux d'eaux usées pouvait avoir sur nos bilans de temps de pluie. Notons que cette erreur de ± 25% englobe aussi bien la variabilité réelle des eaux usées d'un jour à un autre que la variabilité due aux erreurs de mesure des débits et concentrations des eaux usées.

Dans le cas des paramètres MES, MVS, DCO totale et DBO5 totale, et comme on peut le constater dans le Tableau 148, une modification de ± 25% des flux d'eaux usées ne modifie pas nos conclusions concernant l'importance de la contribution des stocks du réseau.

En revanche, pour la matière organique dissoute, une erreur de ± 25% sur les flux d'eaux usées conduit à une modification importante du terme d'échange avec le réseau qui peut

passer d'une valeur positive à une valeur négative. Les valeurs incohérentes obtenues pour la contribution du réseau en matière oxydable dissoute peuvent donc être attribuées en partie aux incertitudes sur les flux d'eaux usées.

Dans le cas des métaux, une variation de ± 25% des flux de temps sec n'a pas d'impact sur le calcul des contributions par temps de pluie, l'apport dû aux eaux usées étant négligeable pour le cadmium le plomb et le zinc, et faible pour le cuivre.

Tableau 148: ordres de grandeur de la contribution des eaux usées et des stocks du réseau, compte tenu d'une incertitude de ± 25% sur les flux d'eaux usées (la masse mesurée à l'exutoire représente 100%)

Incertitude sur les eaux usées		Contribution des eaux usées			Contribution du réseau		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
En sous estimant les eaux usées de 25%	MES	3 %	16 %	33 %	50 %	68 %	83 %
	MVS	5 %	21 %	40 %	51 %	70 %	83 %
	DCO	7 %	25 %	46 %	41 %	58 %	76 %
	DBO5	9 %	30 %	47 %	47 %	63 %	82 %
	DCOd	18 %	49 %	78 %	-15 %	18 %	47 %
	DBO5d	18 %	54 %	84 %	-2 %	33 %	58 %
En sur estimant les eaux usées de 25%	MES	6 %	26 %	54 %	28 %	58 %	80 %
	MVS	8 %	35 %	66 %	24 %	56 %	81 %
	DCO	11 %	42 %	77 %	11 %	42 %	69 %
	DBO5	14 %	49 %	79 %	16 %	45 %	78 %
	DCOd	30 %	81 %	130 %	-57 %	-16 %	40 %
	DBO5d	30 %	90 %	139 %	-54 %	-5 %	40 %

5.2.2. Incertitude due à l'extrapolation des données concernant les eaux de ruissellement

Bien que le plus grand soin ait été porté au choix des sites de mesure, il est assez difficile d'apprécier la représentativité réelle de nos quelques sites d'échantillonnage des eaux de ruissellement par rapport à la totalité du bassin versant. Aussi nous sommes nous contentés d'évaluer la sensibilité de nos calculs de bilan à l'erreur d'extrapolation. Pour cela nous avons testé des hypothèses conduisant à minimiser ou à maximiser les concentrations des différents types d'eaux de ruissellement.

5.2.2.1. Incertitude d'extrapolation des MES, MVS, DCO et DBO5

Deux hypothèses ont été testées.

- Hypothèse minimaliste : on affecte à l'ensemble de la surface de toitures (respectivement de cours, respectivement de chaussées) la valeur minimale

mesurée pour l'événement pluvieux en question au niveau des différents sites d'échantillonnage des eaux de toitures (respectivement de cours, respectivement de chaussées).

- Hypothèse maximaliste : on affecte à l'ensemble de la surface de toitures (respectivement de cours, respectivement de chaussées) la valeur maximale mesurée pour l'événement pluvieux en question au niveau des différents sites d'échantillonnage des eaux de toitures (respectivement de cours, respectivement de chaussées).

Les ordres de grandeur obtenus pour la contribution des eaux de ruissellement et du réseau avec chacune de ces deux hypothèses sont synthétisés dans le Tableau 149.

Tableau 149: ordre de grandeur des contributions du ruissellement et des stocks du réseau en maximisant ou en minimisant la concentration des eaux de ruissellement (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%)

		Contribution du ruissellement			Contribution du réseau		
		1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
Hypothèse maximaliste	MES	11 %	22 %	38 %	27 %	57 %	77 %
	MVS	9 %	17 %	29 %	35 %	60 %	76 %
	DCO	13 %	21 %	42 %	20 %	43 %	68 %
	DBO5	6 %	10 %	17 %	25 %	49 %	76 %
Hypothèse minimaliste	MES	5 %	10 %	15 %	48 %	70 %	85 %
	MVS	4 %	7 %	10 %	41 %	65 %	87 %
	DCO	7 %	11 %	17 %	32 %	56 %	79 %
	DBO5	3 %	5 %	10 %	35 %	57 %	84 %

Il apparaît clairement que la variabilité de la concentration des eaux de ruissellement d'un site de mesure à un autre et l'erreur d'extrapolation qui en résulte n'influent que de façon mineure sur les ordres de grandeur des contributions des différentes sources aux masses totales de MES, MVS, DCO et DBO5 mesurées à l'exutoire.

5.2.2.2. Incertitude d'extrapolation des métaux

Dans le cas des métaux nous nous sommes intéressés principalement à l'erreur d'extrapolation des données concernant les eaux de ruissellement de toiture. Celles ci représentent en effet, comme nous avons pu le voir au paragraphe 4.1.1, plus de 80% de la masse totale de cadmium, plomb et zinc des eaux de ruissellement et plus de 48% de la masse totale de cuivre des eaux de ruissellement.

Seules les six pluies pour lesquelles nous disposions de mesures au niveau de 10 à 12 sites de toitures ont été prises en compte dans ce test.

Les deux hypothèses extrêmes testées pour l'extrapolation des données de toitures sont les suivantes.

Hypothèse minimaliste (respectivement hypothèse maximaliste) :

- Pour le cadmium et le zinc : la valeur minimale (respectivement maximale) mesurée pour l'événement pluvieux en question sur les différents sites d'échantillonnages de toitures en zinc est affectée à l'ensemble de la surface de toiture en zinc du bassin versant. La valeur minimale (respectivement maximale) mesurée sur les autres sites de toiture est affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en zinc du bassin versant.
- Pour le plomb : la valeur minimale (respectivement maximale) mesurée pour l'événement pluvieux en question sur les différents sites d'échantillonnages de toitures en ardoise est affectée à l'ensemble de la surface de toiture en ardoise du bassin versant. La valeur minimale (respectivement maximale) mesurée sur les autres sites de toiture est affectée à l'ensemble de la surface de toitures non en ardoise du bassin versant.
- Pour le cuivre : la valeur minimale (respectivement maximale) mesurée pour l'événement pluvieux en question sur les différents sites d'échantillonnages de toitures est affectée à l'ensemble de la surface de toitures du bassin versant.

- Cas des métaux dissous

Dans le cas du cadmium, du cuivre et du zinc dissous, quelle que soit l'hypothèse utilisée pour l'extrapolation des données mesurées à l'ensemble des toitures du bassin versant, on observe la disparition de plus de 70% des métaux dissous contenus dans les eaux de ruissellement, au cours de leur transfert en réseau.

Dans le cas du plomb, les résultats fluctuent suivant l'hypothèse d'extrapolation adoptée. On peut néanmoins conclure à la disparition d'une partie du plomb dissous.

Tableau 150 : proportion de métaux dissous disparus durant le transport en réseau en fonction de la méthode d'extrapolation des données

Métaux dissous	Masse perte en réseau / Masse ruissellement (%)	
	Hypothèse minimaliste	Hypothèse maximaliste
Cadmium	-92% à -100%	-96% à -100%
Cuivre	-71% à -104 %	-95% à -100%
Plomb	-12 à -96%[25]	-96% à -100%
Zinc	-73% à -99%	-86% à -100%

[25] Sauf pour une pluie, pour laquelle dans l'hypothèse minimaliste le masse de zinc mesurée à l'exutoire est supérieure de 71% à la masse provenant du ruissellement

- Cas des métaux particulaires

Les deux hypothèses d'extrapolation (voir Tableau 151) confirment qu'une fraction importante du cadmium, du cuivre et du zinc particulaire mesurés à l'exutoire proviennent de l'intérieur du réseau d'assainissement.

Dans le cas du plomb, il n'est pas possible de conclure. Quelle que soit l'hypothèse d'extrapolation, la contribution du réseau en plomb particulaire est tantôt positive, tantôt négative, en fonction de l'événement pluvieux.

Tableau 151: proportion de métaux particulaires générés lors du transfert dans le réseau, en fonction de la méthode d'extrapolation

Métaux particulaires	Masse réseau / Masse exutoire (%)	
	Hypothèse minimaliste	Hypothèse maximaliste
Cadmium	66% à 92%	61% à 92%
Cuivre	49% à 90 %	10% à 63%
Plomb	-110% à +68%	-361% à +19%
Zinc	64% à 94%	41% à 91%

- Cas des métaux totaux

Comme on peut le constater dans le Tableau 152, l'extrapolation des concentrations en métaux totaux des eaux de toitures suivant une hypothèse minimaliste ou maximaliste conduit à des variations importantes des contributions respectives des eaux de ruissellement et du réseau.

Tableau 152: ordre de grandeur des contributions des eaux de ruissellement et des échanges avec le réseau, en fonction de l'hypothèse d'extrapolation (la masse mesurée à l'exutoire représente 100%)

Métaux totaux		Contribution du ruissellement		Contribution du réseau	
		minimum- maximum	médiane	minimum- maximum	médiane
Hypothèse minimaliste	Cd	17% à 199%	71 %	-101% à +79%	26 %
	Cu	7% à 29%	21 %	36% à 79%	64 %
	Pb	56% à 210%	101 %	-112% à +43%	-3 %
	Zn	79% à 151%	127 %	-55% à +17%	-28 %
Hypothèse maximaliste	Cd	30% à 255%	148 %	-157% à +66%	-52 %
	Cu	47% à 238%	130 %	-155% à +50%	-41 %
	Pb	157% à 879%	285 %	-251% à –57%	-186 %
	Zn	145% à 307%	242 %	-211% à –48%	-143 %

Le zinc est le seul des quatre métaux pour lequel nous puissions conclure de façon certaine à une perte de masse au cours du transfert en réseau. Même en minimisant les concentrations en zinc total mesurées dans les eaux de toiture, les bilans de masse conduisent, dans la majorité des cas, à une contribution négative du réseau.

Dans le cas du cadmium, du cuivre et du plomb totaux, il convient d'être plus prudent. Suivant l'hypothèse utilisée pour l'extrapolation, la contribution du réseau diffère fortement et peut passer d'une valeur négative à une valeur positive. On retiendra néanmoins que la majeure partie du cadmium et du plomb véhiculés à l'exutoire par temps de pluie proviennent des eaux de ruissellement.

6. CONCLUSIONS SUR LA CONTRIBUTION DES DIFFERENTES SOURCES A LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES EN RESEAU UNITAIRE

L'analyse de la contribution des différentes sources à la pollution totale véhiculée par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant du Marais nous amène à distinguer deux groupes de paramètres de pollution aux comportements distincts. Ce sont les matières en suspension et la matière organique d'une part, les métaux d'autre part.

- Matières en suspension et matière organique

Dans le cas des solides en suspension et de la matière organique, la pollution des eaux de ruissellement du bassin versant représente moins de 30% de la pollution totale véhiculée au cours d'une pluie à l'exutoire. Elle est due majoritairement au ruissellement des chaussées, qui génère 40 à 70% de la masse totale de particules et de matière organique des eaux de ruissellement. La contribution des eaux de ruissellement pourrait cependant être plus élevée sur d'autres bassins versants où la proportion d'eaux de ruissellement de voirie est plus importante et où l'absence de nettoyage des chaussées conduit à une plus forte charge des eaux de voirie.

La contribution des eaux usées à la masse de MES, MVS, DCO et DBO5 produite au cours d'une pluie varie fortement d'un événement pluvieux à l'autre. Elle est maximale dans le cas des événements pluvieux diurnes, longs et de faible intensité, et minimale dans le cas des pluies fortes et nocturnes.

Nos résultats confirment le rôle primordial des stocks de pollution présents à l'intérieur du réseau unitaire, comme source de pollution des eaux de temps de pluie. Dans le cas du Marais, 30 à 80% de la masse polluante en MES, MVS, DCO et DBO5 est attribuable aux stocks du réseau, ce qui fait du réseau la principale source de pollution particulaire et organique des eaux de temps de pluie. Nous avons pu vérifier que les incertitudes liées à notre méthode de calcul ne remettaient pas en cause ce résultat.

La masse issue des échanges avec les stocks du réseau est d'autant plus élevée que la durée de temps sec précédent l'événement pluvieux est longue et que l'intensité maximale de la pluie est élevée. Ce phénomène traduit bien l'érosion d'un stock de particules qui s'accumulent par temps sec dans le réseau.

Le réseau contribue à la charge de matière organique sous forme de matière organique particulaire. Nous n'avons pas pu déterminer s'il y avait ou nous un apport des stocks du réseau en matière organique dissoute. On retiendra cependant que la matière organique dissoute des eaux pluviales provient majoritairement des eaux usées et dans une moindre mesure des eaux de ruissellement ; que cette masse est faible devant celle des matières organiques particulaires.

- Métaux

Les eaux de ruissellement des toitures sont la principale source de pollution métallique du bassin versant. Elles génèrent plus de 80% de la masse de cadmium, de plomb et de zinc contenue dans la totalité des eaux de ruissellement du bassin, et plus de 50% de la masse de cuivre. Ce phénomène s'explique par la corrosion des matériaux de couverture, notamment les toits en zinc, les accessoires de toiture en plomb, les gouttières en cuivre. Il est probable que la contribution du ruissellement de toiture serait beaucoup moins élevée sur d'autres bassins versants où l'usage des toitures métalliques est moins répandu que dans le centre de Paris.

Selon nos calculs de bilans, les masses de cadmium, plomb et zinc apportées au réseau par les eaux de ruissellement seraient supérieures à celles mesurées à l'exutoire, ce qui signifierait une perte métallique par stockage dans le réseau. Pour le cuivre au contraire, on observe un apport provenant des stocks du réseau. A l'exception du zinc, ces résultats sont cependant à considérer avec prudence du fait des incertitudes liées à l'incertitude de mesure et surtout à l'incertitude d'extrapolation.

En revanche, ces incertitudes ne remettent pas en cause l'existence d'une disparition massive des métaux dissous durant leur transfert en réseau et l'apport de masses significatives de cadmium, cuivre et zinc particulaire durant ce même transfert. Ce phénomène est sans doute dû à un changement de phase des métaux dissous après leur entrée dans le réseau. Par ailleurs, les particules provenant des échanges avec les stocks du réseau pourraient également constituer un vecteur de métaux particulaires.

CHAPITRE 3.2.

REFLEXIONS SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT EN RESEAU UNITAIRE

CHAPITRE 3.2. REFLEXIONS SUR LES PROCESSUS DE TRANSFERT EN RESEAU UNITAIRE

1. TRANSFERT DES SOLIDES EN SUSPENSION

Les bilans de masse établis au chapitre précédent ont démontré le rôle primordial des stocks présents dans le réseau unitaire comme source de pollution des eaux de temps de pluie. Dans ce paragraphe nous nous intéresserons plus particulièrement aux processus qui ont lieu a l'intérieur du réseau. Nos réflexions porteront sur la nature des particules issues des stocks du réseau, leur origine potentielle, et les mécanismes qui déterminent leur accumulation et leur entraînement.

1.1. Nature des particules transférées

1.1.1. Teneurs en matière organique

La comparaison des teneurs en matière volatile et en matière oxydable des particules des eaux de ruissellement avec celles des particules transitant au cours d'une pluie à l'exutoire montre globalement un enrichissement en matière organique durant le transfert dans le réseau. Cette augmentation des teneurs en MVS, DCO et DBO5 s'explique par l'apport de particules riches en matière organique provenant des eaux usées mais aussi et surtout par la nature des particules issues des stocks du réseau.

Tableau 153 : teneurs en matière organique des particules transférées dans le réseau par temps de pluie

	MVS / MES (g / g)			DBO5 / MES (gO2 / g)			DCO / MES (gO2 / g)		
	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.	1er déc.	méd.	9ème déc.
Eaux usées	0.82	0.86	0.90	0.69	0.75	0.91	1.53	1.62	1.84
Ruissellement	0.40	0.54	0.59	0.11	0.19	0.24	0.73	1.05	1.29
Eaux usées + ruissellement	0.51	0.71	0.79	0.25	0.51	0.65	0.99	1.4	1.63
Exutoire	0.56	0.68	0.76	0.30	0.45	0.61	0.97	1.23	1.47
Réseau[26]	**0.58**	**0.67**	**0.76**	**0.29**	**0.42**	**0.66**	**0.77**	**1.06**	**1.54**

[26] Rapport entre les masses évaluées pour la contribution du réseau pour les différents polluants

Les teneurs des particules issues du réseau (voir Tableau 153) sont comparables à celles du mélange eaux usées et ruissellement. Le taux de matières volatiles est de l'ordre de 50 à 80%. Les particules érodées dans le réseau sont donc très riches en matière organique, ce qui corrobore les calculs de [Bachoc ; 92].

La teneur en matière volatiles des particules issues du réseau tant à diminuer avec l'intensité maximale de l'événement pluvieux, tout en restant supérieure à 49%. On n'observe pas de corrélation entre la teneur en MVS et la durée de temps sec précédent l'événement.

1.1.2. Biodégradabilité de la matière organique particulaire

La biodégradabilité de la matière organique particulaire issue des différentes sources peut être évaluée à partir des rapports entre la DCO particulaire et la DBO particulaire.

Comme on peut le constater dans le Tableau 154, la biodégradabilité des particules issues du réseau est nettement supérieure à celle des particules du ruissellement et comparable à celle des eaux usées. Ce résultat est intéressant car il tend à montrer que :

- Les particules issues des stocks du réseau sont de nature comparable à celles des eaux usées. Ces stocks se sont vraisemblablement formés par temps sec ;
- La matière organique présente dans ces stocks n'a pas encore été dégradée biologiquement. Il ne s'agit donc pas de stocks anciens. L'analyse de dépôts d'ages différents, effectuée par [Ristenpart ; 95], montre en effet une augmentation nette du rapport DCO / DBO5 avec l'age du dépôt.

Tableau 154: biodégradabilité de la matière oxydable particulaire issue des différentes sources

	DCOp / DBO5p (gO2 / gO2)		
	1er déc.	méd.	9ème déc.
Eaux usées	1.6	2.6	3.2
Ruissellement	1.9	5.0	7.9
Eaux usées + ruissellement	2.3	2.7	3.9
Exutoire	1.9	2.6	3.2
Réseau	**1.1**	**2.5**	**3.6**

Nous n'avons pas trouvé de corrélation entre les caractéristiques de l'événement pluvieux, notamment la durée de temps sec précédente, et la biodégradabilité des particules issues du réseau.

1.1.3. Vitesses de sédimentation

1.1.3.1. Méthode de calcul

La répartition de la masse de particules issues de chacune des trois sources (eaux usées, ruissellement, échanges avec les stocks du réseau) par classes de vitesses de chute a été évaluée pour six événements pluvieux. Les six événements retenus sont ceux pour lesquels nous disposions à la fois :

- du bilan des contributions des différentes sources,
- de la mesure de distribution des vitesses de chute à l'exutoire,
- de la mesure de distribution des vitesses de chute au niveau de chacune des trois chaussées échantillonnées.

Vu les incertitudes sur la mesure des vitesses de chute nous nous sommes limités à l'étude de la répartition en quatre classes de vitesse de chute qui sont: $Vc<0.002$ cm / s, $0.002<Vc<0.02$ cm / s, $0.02<Vc<0.2$ cm / s, $Vc>0.2$ cm / s.

La méthode de calcul utilisée est la suivante:

- Pour les eaux usées: la masse de particules est supposée distribuée suivant la médiane des courbes de distribution de vitesse de chute établies par temps sec;
- Pour les eaux de ruissellement: pour chaque événement pluvieux, nous calculons une courbe de distribution moyenne à partir des courbes de distribution mesurées pour les trois sites de chaussées. Cette courbe de distribution moyenne des vitesses de chute est appliquée à l'ensemble de la masse de particules produite par la voirie et par les cours du bassin versant. Dans le cas des toitures, deux hypothèses ont été testées:
  - hypothèse 1: on suppose que la répartition entre les différentes classes de vitesses de chute des particules provenant des toitures est identique à celle mesurée en moyenne pour les chaussées;
  - hypothèse 2: on suppose que les particules présentes dans le ruissellement des toitures proviennent essentiellement des retombées atmosphériques sèches et humides et correspondent de ce fait à des particules très fines. On considère de ce fait que l'ensemble des particules véhiculées dans les eaux de toiture appartiennent à la classe de vitesses de chute la plus faible, $Vc<0.002$ cm / s.
- Pour les échanges avec les stocks du réseau: pour chaque classe de vitesses de chute la masse issue des échanges avec les stocks du réseau est calculée par différence entre la

masse mesurée à l'exutoire et les masses provenant des eaux usées et du ruissellement. Deux estimations sont effectuées, correspondant aux hypothèses 1 et 2 pour les particules de toitures.

1.1.3.2. Résultats

La Figure 135 illustre la distribution entre les quatre classes de vitesses de chute, des particules issues de chacune des sources eaux usées, ruissellement et échanges avec le réseau (noté « réseau »), en médiane sur les six événements considérés, et les compare à la distribution mesurée à l'exutoire.

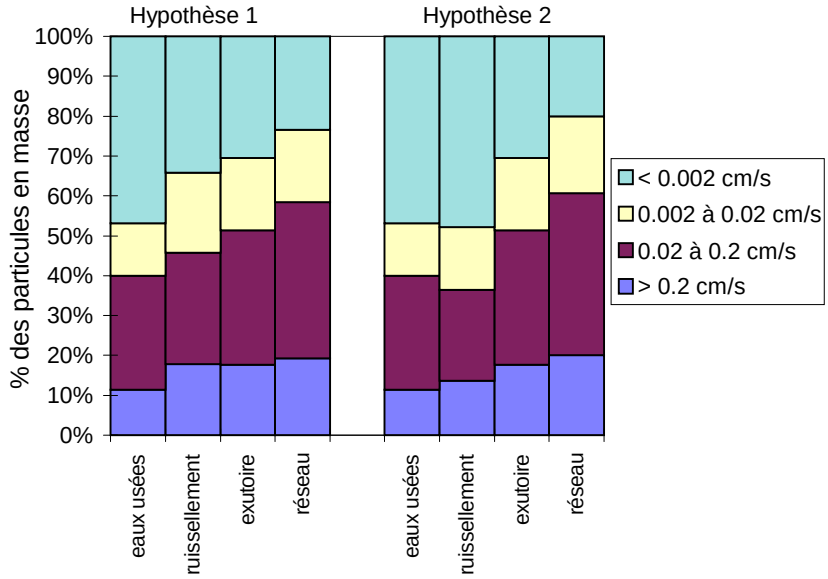


Figure 135: répartition par classes de vitesses de chute des MES transitant à l'exutoire par temps de pluie et des MES issues des trois sources eaux usées, ruissellement et échanges avec le réseau (valeur médiane sur 6 événements pluvieux)

Quelle que soit l'hypothèse faite pour les particules des toitures, on constate que les vitesses de chute mesurées à l'exutoire sont globalement plus élevées que celles des eaux de ruissellement pénétrant dans le réseau et que celles des eaux usées de temps sec. Ce résultat tend à démontrer que:

- les particules en suspension dans les eaux de ruissellement sont peu sujettes à la sédimentation durant leur transport dans le réseau ;

- les échanges avec les stocks du réseau sont une source de particules dont les vitesses de chute sont globalement supérieures à celles des eaux de ruissellement.

La distribution des particules issues des échanges avec les stocks du réseau entre les quatre classes de vitesse de chute, $Vc< 0.002$ cm/s, $0.002<Vc<0.02$ cm/s, $0.02<Vc<0.2$ cm/s, $Vc>0.2$ cm/s, varie relativement peu d'un événement pluvieux à l'autre (voir Tableau 155). On voit

que les vitesses de chute des particules issues du réseau couvrent l'ensemble de la plage de mesure, de moins de 0.002 cm/s à plus de 0.2 cm/s. Le réseau contribuerait donc aussi bien en particules fines qu'en particules plus grossières. La proportion de particules avec les plus fortes vitesses de chute ne parait pas augmenter avec l'intensité de l'événement pluvieux. La classe des particules ayant des vitesses de chute entre 0.02 et 0.2 cm/s est la plus importante. Elle représente entre 34 et 48% des particules issues du réseau (voir Tableau 155). Les trois autres classes de vitesses de chute (> 0.2 cm/s, 0.002 à 0.02 cm/s et <0.002 cm/s) sont d'importance comparable, chacune représentant entre 10 et 28% de la masse totale issue du réseau.

Tableau 155 : répartition des solides issus des échanges avec le réseau par classes de vitesses de chute

Classe de vitesse de chute		< 0.002 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	> 0.2 cm/s
Hypothèse 1	minimum	12 %	14 %	34 %	15 %
	médiane	23 %	19 %	40 %	20 %
	moyenne	28 %	26 %	46 %	26 %
Hypothèse 2	minimum	9 %	15 %	35 %	16 %
	médiane	20 %	19 %	41 %	20 %
	moyenne	24 %	27 %	48 %	26 %

La contribution des échanges avec les stocks du réseau à la masse totale de particules transitant à l'exutoire au cours d'une pluie est importante quelle que soit la classe de vitesses de chute considérée (voir Figure 136). Elle est cependant plus faible pour la classe des vitesses de chute inférieures à 0.002 cm/s que pour les trois autres classes, avec une contribution médiane de 44 à 54% pour Vc<0.002 cm/s, contre 76 à 82% pour les autres classes.

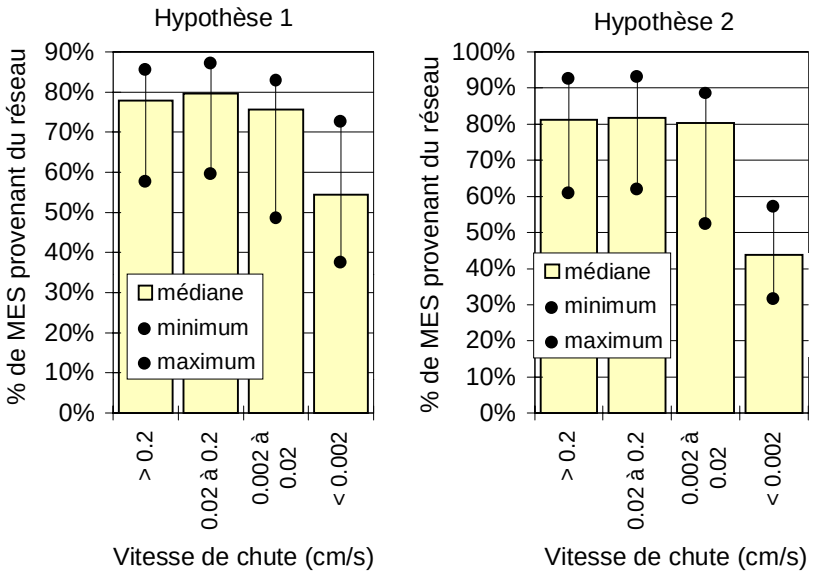


Figure 136: proportion de MES provenant des échanges avec les stocks du réseau dans chaque classe de vitesse de chute (valeur médiane, minimum et maximum sur 6 événements pluvieux)

1.2. Evolution de l'origine et de la nature des particules au cours de l'événement pluvieux

Dans ce paragraphe nous allons chercher à

- préciser à quel moment de l'événement a lieu la contribution du dépôt ;
- déterminer comment cette contribution évolue en fonction de l'hydrogramme,
- voir si la nature des particules provenant du réseau varie au cours de l'événement pluvieux.

1.2.1. Méthode de calcul

Soit to l'heure de début de l'événement pluvieux et tn l'heure de fin. Nous cherchons à établir un bilan des masses transitant à l'exutoire durant le pas de temps $\Delta ti = ti - to$, où $ti \in [to; tn]$.

Soit $Mexu_i$ la masse totale ayant transité à l'exutoire durant Δti, on peut écrire:

$$Mexu_i = Mruis_i + Meu_i + Mres_i$$

où Meu_i est la masse véhiculée à l'exutoire durant Δti et provenant des eaux usées de temps sec,

$Mruis_i$ est la masse véhiculée à l'exutoire durant Δti et provenant des eaux de ruissellement,

$Mres_i$ est la masse véhiculée à l'exutoire durant Δti et provenant des échanges avec les stocks du réseau.

❖ $\underline{Mexu_i}$ peut être calculée à partir du volume $Vexu_i$ et de la concentration $Cexu_i$ mesurés à l'exutoire durant Δti.

❖ $\underline{Meu_i}$ peut être calculée à partir des flux mesurés par temps sec à l'exutoire durant la même plage horaire.

❖ $\underline{Mruis_i}$ est plus difficile à évaluer. En effet, $Mruis_i = Pruis_i - Mtransit_i$, où $Pruis_i$ correspond à la masse générée par les eaux de ruissellement du bassin versant depuis le début de l'événement pluvieux et $Mtransit_i$ représente la fraction de cette masse qui est en cours de transit dans le réseau et qui n'a pas encore atteint l'exutoire au temps ti.

- $Pruis_i$ peut être évaluée à partir de la masse totale générée par le ruissellement au cours de l'événement (notée Ptotruis), du volume ruisselé sur les surfaces urbaines

durant Δti (noté $Vruis_i$), et de la courbe M(V)[27] donnant le pourcentage de la masse totale en fonction du pourcentage du volume total généré depuis le début de l'événement.

- Le calcul de Ptotruis a été explicité précédemment au CHAPITRE 3.1.

- $Vruis_i = \frac{H_i}{H_{tot}} \times V_{totruis}$ avec Hi hauteur d'eau précipitée durant ti, Htot hauteur d'eau précipitée totale, Vtotruis volume ruisselé total au cours de l'événement mesuré à l'exutoire (nous faisons l'hypothèse d'une transformation linéaire de la pluie en ruissellement).

- La courbe M(V) ayant été établie expérimentalement pour chacun des trois sites de chaussées, nous faisons l'hypothèse que la courbe M(V) moyenne calculée à partir des ces trois courbes expérimentales peut être appliquée à l'ensemble des eaux de ruissellement du bassin versant.

On a alors: $\Pr uis_i = Ptotruis \times M\left(\frac{Vruis_i}{Vtotruis}\right) = Ptotruis \times M\left(\frac{H_i}{Htot}\right)$

Nous pouvons faire l'hypothèse que la masse $Mtransit_i$ est reliée par la fonction M(V) au volume d'eau de ruissellement non encore parvenu à l'exutoire, noté Vtransit, avec $Vtransit_i = Vruis_i - (Vexu_i - Veu_i)$. Nous savons par ailleurs que ce volume a été généré entre les temps ti-tc et ti (ou entre to et ti, si Δti ≤ tc), où tc est le temps de concentration du bassin versant. Aussi ferons-nous deux évaluations de Mtransit, basées sur deux hypothèses différentes. Dans l'hypothèse 1, nous supposerons que le volume $Vtransit_i$ correspond au volume précipité juste avant la temps ti. Dans l'hypothèse 2, nous supposerons que le volume $Vtransit_i$ correspond au volume précipité juste après le temps ti-tc. Il s'agit de deux hypothèses extrêmes destinées à fournir un ordre de grandeur de $Mtransit_i$, le volume $Vtransit_i$ étant dans la réalité réparti sur l'ensemble des précipitations entre ti-tc et ti. Ces hypothèses sont illustrées en Figure 137.

<u>Hypothèse 1:</u>

$$Mtransit_i 1 = \left[M\left(\frac{Vruis_i}{Vtotruis}\right) - M\left(\frac{Vruis_i - Vtransit}{Vtotruis}\right)\right] \times Ptotruis = \Pr uis_i - M\left(\frac{Vruis_i - Vtransit}{Vtotruis}\right) \times Ptotruis$$

[27] Rappelons que la courbe M(V) est la courbe donnant la fraction de la masse générée depuis le début de l'événement pluvieux polluante (masse cumulée / masse totale de événement) en fonction de la fraction du volume écoulé depuis le début de l'événement (volume cumulé / volume total de événement).

Hypothèse 2: si $\Delta ti \leq tc$ alors $Mtransit_i 2 = M\left(\frac{Vtransit_i}{Vtotruis}\right) \times Ptotruis$

si $\Delta ti > tc$ alors :

$$Mtransit_i 2 = \left[M\left(\frac{Vruis(ti-tc)+Vtransit}{Vtotruis}\right) - M\left(\frac{Vruis(ti-tc)}{Vtotruis}\right)\right] \times Ptotruis$$

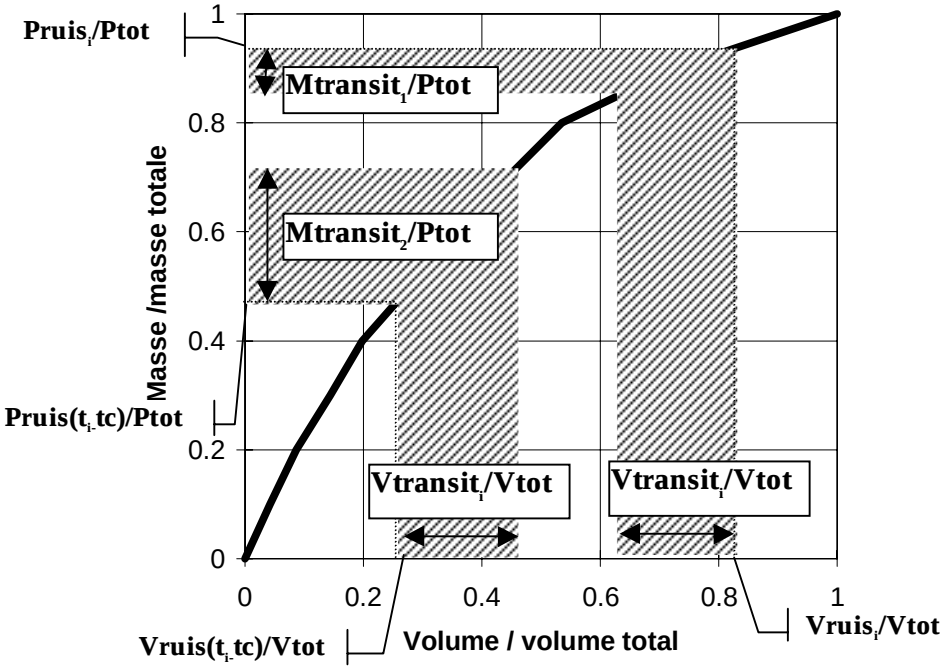


Figure 137: calcul de la masse de MES des eaux de ruissellement en cours de transit dans le réseau au temps ti

❖ $\underline{Mres}_i$, la masse provenant du réseau, est calculée par différence

$Mres_i = Mexu_i - Meu_i - Mruis_i = Mexu_i - Meu_i - Pruis_i + Mtransit_i$

Le calcul de $Mres_i$, $Mexu_i$, Meu_i et $Mruis_i$ ayant été effectué pour tous les pas de temps Δti, nous en déduisons les contributions sur chaque pas de temps $dti = \Delta t_i - \Delta t_{i-1}$ et les flux Φi durant le pas de temps dti, ex: $\Phi res_i = (Mres_i - Mres_{i-1}) / dti$.

1.2.2. Résultats pour quatre événements pluvieux

Cette analyse a été effectuée pour quatre événements pluvieux pour lesquels nous disposions de pollutogrammes fins au niveau de deux à trois avaloirs et de l'exutoire. Leurs caractéristiques sont données dans le Tableau 156.

Tableau 156 : caractérisitiques des quatre événements pluvieux utilisés

	Hauteur d'eau (mm)	Imoy (mm/h)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Imax20 (mm/h)	Durée (h :mn)	Temps sec (j)
06/05/97	18.7	2.7	57	30	11	6 :56	0.7
16/05/97	8.8	7.9	93	46	19	1 :06	1.7
30/06/97	13.2	4.5	76	52	21	2 :58	0.7
05/08/97	16.1	4.0	192	57	27	4 :02	11

Les pas de temps Δti ont été déterminés à partir du pollutogramme en MES mesuré à l'exutoire. Ils ont été choisis de telle sorte que les concentrations à l'exutoire varient peu entre Δti et Δt_{i+1}.

Les résultats en terme de flux de MES provenant des eaux de ruissellement et du réseau, ainsi qu'en terme de teneurs en MVS de ces particules sont présentés en Figure 138 et Figure 139.

Il est a noter que les résultats obtenus par les hypothèses 1 et 2 diffèrent assez peu l'un de l'autre.

Le réseau semble se comporter comme une source de MES tout au long de l'événement pluvieux. Le flux des échanges avec les stocks du réseau est toujours positif, à aucune période de l'événement pluvieux la sédimentation ne semble prépondérante. Par ailleurs, les flux issus des échanges avec les stocks du réseau sont supérieurs aux flux issus du ruissellement tout au long de l'événement pluvieux.

Le flux de solides provenant des stocks du réseau varie dans une large gamme au cours de l'événement pluvieux. Ce flux est maximal au moment des pics de débit et dans la demi-heure qui suit. Ceci est caractéristique d'un phénomène d'érosion au moment où l'écoulement a une forte énergie.

Dans le cas où l'événement pluvieux comporte plusieurs pics de débit successifs (ex: pluies du 30.06.97 et du 06.05.97, Figure 138), on observe une décroissance des flux provenant du réseau pour les pics consécutifs. Ceci traduit un épuisement progressif du stock de particules les plus facilement mobilisables.

Il est intéressant de comparer les résultats obtenus pour les deux pluies du 30.06.97 et du 06.05.97. Ces deux pluies présentent des hydrogrammes comparables mais diffèrent de par la période de la journée où elles se produisent : l'une en pleine nuit, l'autre au moment du pic de débit de temps sec matinal. Le petit pic de débit (Q = 0.3 à 0.4 m3/s) en début d'événement pluvieux engendre un fort flux de particules provenant du réseau dans le cas de la pluie nocturne, alors que ce phénomène n'est pas observé dans le cas de la pluie matinale. Il semble y avoir érosion d'un stock de particules très facilement mobilisable en début de pluie nocturne. Ce stock pourrait ne pas exister dans le cas de la pluie matinale du fait de son érosion par les débits de pointe matinaux des eaux de temps sec. La différence peut également être attribuable à une montée en débit beaucoup plus rapide dans le cas de la pluie nocturne.

La teneur en matière volatile des particules issues des échanges avec les stocks du réseau est élevée tout au long de l'événement pluvieux, elles se situe généralement entre 40 et 80%. On n'observe pas de diminution systématique de la teneur en MVS des particules issues du réseau au moment des pics de débit, ce qui signifie que même au moment où l'énergie de l'écoulement est la plus élevée il n'y a pas (ou peu) d'érosion du dépôt minéral présent dans le réseau.

Les teneurs en MVS les plus élevées sont observées dans l'ensemble en début d'événement pluvieux, les plus faibles en fin d'événement pluvieux. Ceci peut s'interpréter par l'épuisement progressif du stock de particules organiques qui sont les plus facilement mobilisables. Cependant, il est également possible que l'augmentation des vitesses d'écoulement en début d'événement pluvieux conduise à une chasse du stock d'eaux usées présent dans le réseau en début de pluie, se qui se traduit dans notre calcul par un flux d'échange avec le réseau élevé et fortement organique en début d'événement. En fin d'événement, la vitesse d'écoulement diminuant, le stock d'eaux usées du réseau se reforme, d'où une diminution du flux d'eaux usées transitant à l'exutoire par rapport au flux par temps sec et donc une sous estimation du terme d'échange avec le réseau et de sa teneur en matière organique.

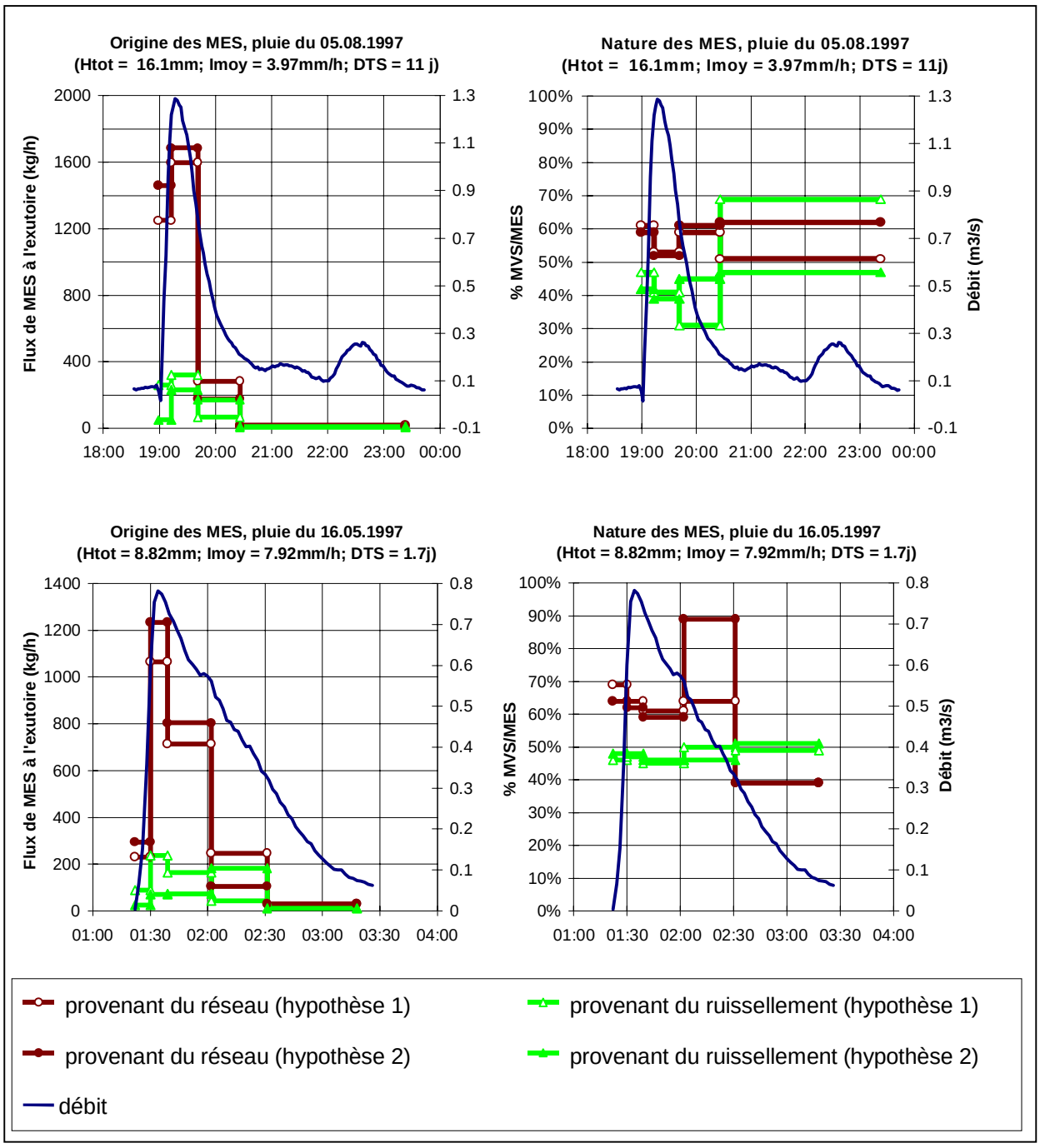


Figure 138: évolution des flux de MES provenant des eaux de ruissellement et des stocks du réseau durant les pluies du 16/05/97 et du 05/08/97

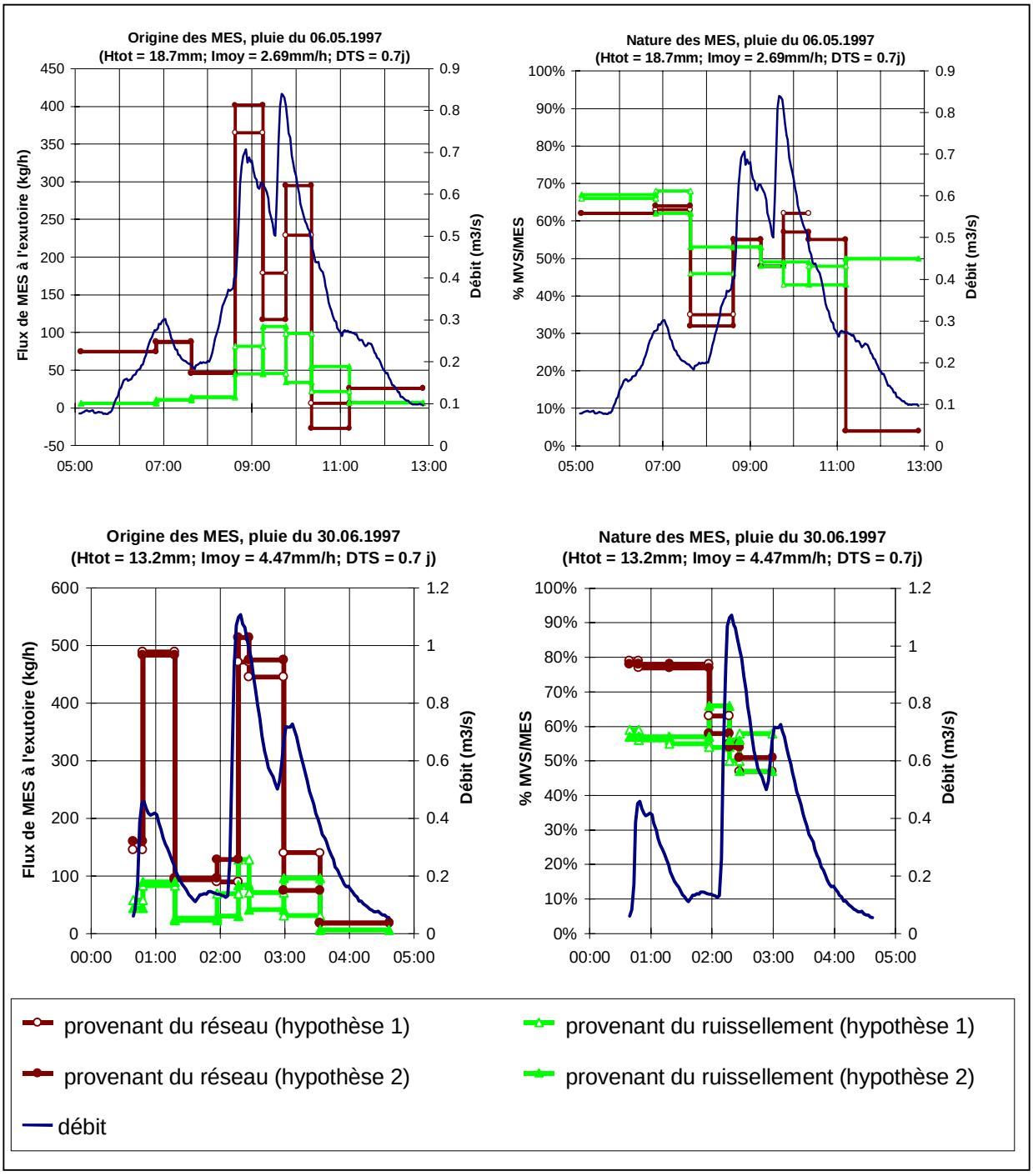


Figure 139: évolution des flux de MES provenant des eaux de ruissellement et des stocks du réseau durant les pluies du 06/05/97 et du 30/06/97

1.3. Réflexion sur l'origine des particules issues des échanges avec les stocks du réseau

1.3.1. Importance relative des différentes parties du terme d'échange avec le réseau

Le terme « d'échange avec les stocks du réseau », comme nous l'avons vu au chapitre 3.1, englobe différents phénomènes qui sont :

1. l'érosion de particules sur les stocks du réseau,
2. la sédimentation de particules amenées par les eaux de ruissellement,
3. l'entraînement de solides produits par les eaux usées et qui auraient sédimenté par temps sec,
4. la différence entre la masse de solides en cours de transit dans le réseau par temps sec et en fin d'événement pluvieux.

L'analyse des vitesses de chute en entrée et en sortie du réseau a montré qu'une sédimentation des particules des eaux de ruissellement était peu probable et que ce terme d'échange était sans doute négligeable.

L'absence de différence nette dans la contribution du réseau entre les événements diurnes et les événements nocturnes montre que le terme 3 (l'entraînement de solides produits par les eaux usées au cours de l'événement et qui auraient sédimenté par temps sec) est sans doute négligeable devant la masse totale des échanges avec le réseau.

L'importance du terme 4 est difficile a évaluer. Cependant, si l'on suppose que les conditions d'écoulement en fin de pluie sont proches des conditions de temps sec, ce terme est vraisemblablement négligeable.

Nous voyons donc que les masses importantes issues des « échanges avec les stocks du réseau » sont attribuables à l'érosion des sédiments présents dans le réseau en début de pluie.

Dans la suite nous allons chercher à identifier la nature et l'origine de ces sédiments.

1.3.2. Nature des stocks de solides du réseau susceptibles de contribuer

1.3.2.1. Données bibliographiques sur les stocks de polluants en réseau

Si l'on s'en réfère à la bibliographie, différents types de gisements présents dans les réseaux d'assainissement unitaires peuvent être incriminés dans la pollution des rejets pluviaux.

- Le corps du dépôt

Les dépôts accumulés au fond des collecteurs, diverses recherches ([Crabtree ; 89], [Bachoc 92], [Verbanck ; 92], [Ristenpart ; 95]...) l'ont montré, sont globalement grossiers et peu organiques. On trouvera en Tableau 157 un ordre de grandeur des teneurs en matières volatiles, en DCO et en DBO5 de ces dépôts. Ces dépôts constituent de par leur masse le principal stock de pollution du réseau ([Crabtree ; 89], [Ashley et Crabtree ; 92]). Cependant, leurs caractéristiques sont très différentes de celles des matières en suspension dans les RUTP qui sont fines et très organiques. De plus, ces dépôts sont souvent cohésifs et de ce fait difficiles à éroder. Néanmoins, on peut envisager l'hypothèse d'un remixage de la partie supérieure du dépôt par temps de pluie, seules les particules fines et organiques étant entraînées.

Tableau 157 : ordre de grandeur des teneurs en MVS, DCO et DBO5 des dépôts dans différents réseaux unitaires européens(minimum à maximum, ( ) moyenne, [ ] médiane)

Référence	% MVS / MES	DCO / MES (gO2 / g)	DBO5 / MES (gO2 / g)
[Crabtree ; 89]	3 à 30% (10%)	0.006 à 0.080 (0.023)	0.001 à 0.014 (0.005)
[Ristenpart ; 95]	3.6 à 11.8% (7.6%)	0.014 à 0.269 (0.069)	0.003 à 0.089 (0.014)
[Bachoc ; 92]	1.4 à 21% (3%)		
[Verbanck ; 92]	0 à 31% [5%]		

- Les dépôts de surface et la couche de « sédiment fluide »

Dans la classification qu'il propose pour les dépôts des réseaux unitaires de Grande Bretagne, [Crabtree ; 89] définit un dépôt de « type C » qui est fin, organique, et facilement mobilisable. Le dépôt de type C est trouvé seul ou en surface du corps du dépôt, dans des zones à faible énergie d'écoulement. Ses teneurs en matière organique sont de l'ordre de 0.5 g / g pour la matière volatile, 0.076 gO2 / g pour la DCO et 0.020 gO2 / g pour la DBO5, selon [Ashley et Crabtree ; 92]. Notons qu'un tel dépôt superficiel n'a pas été identifié lors des différentes études menées en France, notamment à Marseille par [Laplace ; 92] et à Entzheim par [Beyer ; 89].

Il n'est cependant pas très clair si le matériau de type C constitue un dépôt à proprement parler. Selon [Ashley et Crabtree ; 92], il ne serait sous forme de dépôt immobile que dans des zones d'eaux stagnantes et se déplacerait suivant une forme de charriage sous l'effet d'un faible cisaillement. En effet, les solides récoltés dans les trappes à charriage à Dundee sont fortement organiques, avec une teneur moyenne en matières volatiles de 74% ([Ashley et al ; 92b]). Ils diffèrent très nettement, de par leur nature, du charriage mesuré par [Lin ; 93] dans le collecteur 13 à Marseille et, de façon plus générale, de la définition classique du charriage. C'est pourquoi [Ashley et al. ; 94] proposent le terme « sédiment fluide » (fluid sediment) et [Arthur et al. ; 96] le terme « organic near bed fluid sediment ». [Ristenpart ; 95] et [Ristenpart et al. ; 95] évoquent également le sédiment de type C comme une couche de boue fluide ou couche de fluide dense se déplaçant près du lit (organic sludges, organic near bed fluid, dense fluid layer).

Des prélèvements multiprofondeurs par temps sec ([Ashley et al. ; 92b], [Verbanck ; 93], [Ristenpart et al. ; 95], [Ahyerre ; 96]) ont montré, en certains points du réseau unitaire, une forte augmentation des MES avec la profondeur. Près du lit, on observe une zone très concentrée (concentration en MES pouvant atteindre quelques g/l) et organique. A l'heure actuelle, les données bibliographiques ne permettent pas de savoir clairement si cette zone fait partie de l'écoulement ou si elle constitue une couche indépendante. De même, nous ne pouvons pas affirmer clairement qu'elle est identique au « sédiment fluide » évoqué plus haut et au dépôt de « type C » défini par Crabtree. [Arthur et Ashley ; 98] proposent un terme générique pour désigner le stock de solides, de quelque nature qu'il soit, situé à l'interface entre l'effluent et le lit de l'écoulement : les « near bed solids ».

Par temps de pluie, cette couche , tout comme le dépôt de type C et le « sédiment fluide », seraient très facilement détruits et mélangés au reste de l'écoulement où ils restent en suspension ([Ristenpart et al. ; 95]). Un taux de cisaillement faible, de l'ordre de 1 à 2 N/m2, suffirait à remettre en suspension la couche de sédiment fluide, selon [McGregor et al. ; 93], [Ashley et al. ; 94] et [Verbanck ; 95]. Ce type de stock, très facilement mobilisable, est susceptible de contribuer de façon importante aux phénomènes de « first foul flush », c'est à dire aux concentrations élevées observées durant la première partie des événements pluvieux.

- Les dépôts localisés

[Bachoc 92] évoque l'existence probable de dépôts de matières fines et organiques de façon localisée, dans les zones d'écoulement à faible énergie (têtes de canalisations, singularités

hydrauliques). Cependant, l'existence de ces dépôts localisés n'a pas pu être vérifiée dans la pratique.

D'après [Verbanck ; 89] des dépôts semblables se forment durant la décrue dans les structures auxiliaires non lessivées par temps sec (banquettes, avaloirs...). Ces dépôts seraient facilement remis en suspension par temps de pluie.

- Les biofilms

Des équipes de recherche allemandes et suisses ([Krejci et al. ; 87], [Gutekunst ; 88], [Michelbach ; 95]) ont observé la formation de films bactériens (ou biofilms) sur les parois du réseau, dans la zone de battement des eaux de temps sec. Les biofilms sont composés de microorganismes, de polymères extracellulaires et de substances organiques et inorganiques adsorbées ([Flemming ; 95]). Ils se développent par temps sec et sont partiellement arrachés par temps de pluie.

Les caractéristiques physico-chimiques de la paroi, et notamment sa rugosité, sont des facteurs déterminants pour l'apparition d'un biofilm. Elles n'ont par contre aucun effet sur la masse maximale du biofilm ni sur son érosion ([Wolf et Reiff ; 96]). La masse de biofilm pouvant se développer sur une paroi dépend fortement des conditions hydrauliques de temps sec. Les conditions de croissance optimale, selon [Wolf et Reiff ; 96], sont celles conduisant à une contrainte de cisaillement au niveau de la paroi de l'ordre de 1.5 N/m2. Pour des contraintes plus élevées, la masse de biofilm est limitée par le taux d'érosion ; pour des contraintes plus faibles, elle est limitée par le plus faible transport des nutriments autour et à travers le biofilm. Les masses totales de biofilms mesurées par [Gutekunst ; 88] dans trois réseaux unitaires allemands sont de l'ordre de 10 à 60 g m.s./m2, dont 10 à 15 g/m2 forment la racine difficilement érodable du biofilm.

La croissance moyenne des biofilms, en sept jours de temps sec, est de 1.7 à 2.2 g/m2/j dans l'étude de [Gutekunst ; 88] et beaucoup plus élevée (7 à 30 g/m2/j) dans l'étude de [Dauber et Novak ; 82]. Le rythme de croissance semble s'accélérer avec la durée de temps sec. [Gutekunst ; 88] cite un taux de croissance moyen de 57 g/m2/j sur une période de temps sec de 3 semaines. D'après les études de [Wolf et Reiff ; 96], le taux de croissance des biofilms est d'autant plus élevé que l'effluent est riche en oxygène et en DCO.

La quantité de biofilm pouvant être arrachée au cours d'une pluie atteint jusqu'à 80 g/m^2 selon [Michelbach ; 95]. Cette quantité est fonction de la masse totale de biofilm disponible sur la paroi et de la contrainte de cisaillement exercée par l'écoulement. Les essais de [Wolf et

Reiff ; 96] montrent qu'un taux de cisaillement cinq fois supérieur au taux de cisaillement par temps sec conduit à l'érosion de 80% de la masse de biofilm. Ces auteurs notent par ailleurs que l'érosion se produit par à coups lorsqu'on augmente la contrainte de cisaillement. Le phénomène d'érosion est très rapide : 90% de la masse susceptible d'être érodée pour un seuil de cisaillement donné est érodée en l'espace de une à deux minutes. Le biofilm n'est pas arraché en totalité, une base de 10 g/m2 ([Gutekunst ; 88]) à 40 g/m2 ([Dauber et Novak ; 82]) subsiste sur la paroi même pour des contraintes de cisaillement élevées.

Les biofilms présentent des teneurs élevées en matière organique. [Kreijci et al ; 87] citent une teneur moyenne en DCO dans les biofilms de l'ordre de 0.8 gO2/g. Le taux de matières volatiles varie entre 30 et 60% selon [Gutekunst ; 88]. Ces films bactériens seraient par ailleurs très chargés en métaux lourds et en micropolluants. Les valeurs mesurées par [Gutekunst ; 88] pour des biofilms croissant dans un collecteur d'eaux usées domestiques sont de 4 à 10 mg/kg pour le cadmium, 150 à 300 mg/kg pour le cuivre, 150 à 500 mg/kg pour le plomb et 1000 à 2000 mg/kg pour le zinc.

[Michelbach ; 95] a cherché à évaluer la vitesse de chute des particules de biofilm érodées lors d'une pluie. Pour simuler cette érosion, des biofilms prélevés dans un collecteur avec une pelle spéciale ont été secoués manuellement pendant 1 minute dans 100 ml d'eau. La vitesse de chute médiane obtenue par ce procédé varie entre 0.4 et 1.6 cm/s, ce qui très élevé par rapport aux particules des eaux pluviales unitaires.

1.3.2.2. Réflexions sur l'origine possible des solides issus des échanges avec le réseau et perspectives de recherche

Nos résultats ont permis de caractériser la nature du ou des stocks du réseau unitaire qui contribuent à la pollution des eaux de temps de pluie.

- Les sédiments érodés par temps de pluie sont très riches en matière organique (% MVS/MES ≈ 70%) et fortement biodégradables (DCOp/DBO5p ≈ 2.5). Les particules issues des stocks du réseau ont des caractéristiques proches de celles des particules en suspension dans les effluents de temps sec, avec cependant des vitesses de chute plus élevées. Leurs vitesses de chute sont supérieures à celles des eaux usées et des eaux de ruissellement mais restent inférieures à 0.2 cm/s pour plus de 80% de la masse de particules érodées.

Au premier abord, ce résultat paraît en contradiction avec la nature du corps des dépôts présents dans le réseau du Marais. D'après nos données (voir Partie 1, tableau 4), les dépôts

du Marais sont majoritairement grossiers et de nature minérale. Ils présentent des teneurs en MVS inférieures à 33% dans les petites lignes et inférieures à 14% dans les collecteurs, la valeur médiane sur l'ensemble des échantillons collectés étant de 5%. Ces caractéristiques sont conformes aux valeurs citées dans la littérature (voir paragraphe précédent, Tableau 157). Il est possible cependant qu'un tri des particules du dépôt ait lieu et que seules les plus fines et les plus organiques soient érodées. L'analyse de la fraction fine des dépôts (fraction inférieure à 100 µm) devrait permettre de déterminer si les caractéristiques de ces particules, notamment leur teneur en matière organique, leur biodégradabilité et leur vitesse de chute, sont compatibles avec celles des particules érodées par temps de pluie. Certains auteurs ont remarqué par ailleurs que les particules des dépôts en réseau étaient liées entre elles par de la matière organique provenant des effluents de temps sec, ce qui rendait les dépôts cohésifs. On peut donc également imaginer que la matière organique rejetée par temps sec vient enrober les particules minérales de la surface du dépôt et que seul ce revêtement organique se détache par temps de pluie.

Parmi les différents types de stocks évoqués dans le littérature, ceux dont les teneurs en matière organique sont le plus proche des solides érodés par temps de pluie sont les biofilms et les « near bed solids ».

- Le stock de sédiment qui contribue à la pollution des eaux unitaires s'accumule par temps sec, comme le montre la nette corrélation entre la masse érodée au cours d'une pluie et la durée de temps sec précédente. Son accumulation ne paraît pas présenter d'asymptote, ou du moins celle ci n'est pas atteinte pour une durée de temps sec de 30 jours.

Il peut s'agir de ce fait :

- de particules provenant des eaux usées professionnelles et domestiques, ou éventuellement de particules organiques provenant du nettoyage des chaussées (déjections canines, débris végétaux, déchets divers..) et qui se déposent dans le réseau par temps sec, leur taille et donc leur vitesses de chute ne permettant pas leur transport ;
- d'un stock de matière organique vivante, tel que les biofilms, qui se développe durant la période de temps sec. La présence de biofilms susceptibles d'être érodés a été observée principalement dans les trois collecteurs du bassin versant. Des études sont en cours, dans le cadre de la thèse de Mathieu Ahyerre, afin de déterminer la masse de biofilms pouvant être érodée par temps de pluie. Remarquons cependant que les vitesses de chute mesurées par [Michelbach ; 95] pour les particules de biofilm sont nettement plus élevées que celles des solides érodés par temps de pluie.

- Bien que le stock érodé par temps de pluie soit très organique et avec des vitesses de chute relativement faibles, il n'est pas très facilement mobilisable. Le calcul des flux de particules érodées dans le réseau pour les pics de débits successifs d'une même pluie montre que la contribution du réseau n'a pas lieu uniquement en début d'événement pluvieux mais tout au long de l'événement. De même, dans le cas des pluies successives, la contribution du réseau ne se limite pas au premier événement pluvieux. La quantité pouvant être mobilisée croit avec l'énergie de l'écoulement. Elle décroît pour les pics de débit successifs et pour les durées de temps sec faibles, mais sans devenir négligeable.

D'après les données bibliographiques, les stocks de « near bed solids » tels que le dépôt de type C, la couche concentrée, le « sédiment fluide » sont très facilement mobilisables et seraient remis en suspension dès le début de la pluie. Un sédiment de type « near bed solids », tel qu'il est décrit dans la littérature, ne peut donc expliquer à lui seul la contribution du réseau. Nos résultats portent à croire qu'il s'agit plutôt d'un stock de matière organique cohésive.

- Les particules semblent issues du même type de sédiment tout au long de l'événement pluvieux, et pour des événements successifs . En effet, nous n'avons pas observé de diminution systématique de la teneur en matières volatiles des particules issues du dépôt pour des pluies successives ou des pics de débit successifs. La source des solides ne parait pas varier dans le temps.

Le schéma d'une chasse des matières fines et organiques en début de pluie, puis d'une érosion du corps du dépôt ne semble pas s'appliquer au cas du bassin versant du Marais.

Le stock de particules contribuant à la pollution des eaux pluviales du Marais n'a pas été identifié et localisé jusqu'à présent dans le réseau du Marais. Les travaux destinés à identifier cette source devront s'orienter vers :

- la caractérisation des particules les plus fines contenues dans le dépôt grossier, en terme de teneur en matière organique, de biodégradabilité et de vitesse de chute. Si la nature de ces particules correspond à celle des particules érodées par temps de pluie, on s'intéressera plus spécifiquement aux mécanismes d'érosion de ces dépôts ;
- la réalisation d'essais, en laboratoire ou in situ, afin de déterminer si l'écoulement de temps de pluie peut détacher la pellicule organique enrobant les particules minérales du dépôt, sans éroder le stock minéral ;

- l'évaluation du stock de biofilm érodable présent dans le réseau d'assainissement ;
- l'étude plus précise des solides présents à l'interface entre le dépôt grossier et l'écoulement. A défaut d'une couche de sédiment fluide telle qu'elle a été décrite dans la littérature et qui paraît trop facilement mobilisable pour correspondre au stock de polluants recherché, il pourrait s'agir d'une couche de matière organique cohésive formée sur le dessus du dépôt ou encore de gros solides organiques, tels que des matières fécales, fixés à la surface du dépôt et qui se désagrègent petit à petit.

Notons que le stock de polluants recherché pourrait être formé de stocks diffus, difficilement localisables. Il serait intéressant en particulier d'évaluer l'importance du stock de matière organique que constituent les matières fécales dispersées dans l'ensemble des canalisations du Marais et éventuellement stockées dans les canalisations et les branchements des habitations.

Les recherches en cours au CERGRENE dans le cadre de la thèse de M. Ahyerre, et qui font suite à notre caractérisation des stocks contribuant à la pollution des eaux pluviales, devraient permettre d'identifier cette source dans le réseau et d'analyser ses mécanismes d'accumulation et d'érosion.

2. TRANSFERT DES METAUX

2.1. Evolution au cours du transfert des métaux dissous et particulaires

2.1.1. Données bibliographiques sur les mécanismes déterminant la répartition des métaux entre phase dissoute et particulaire

2.1.1.1. Formes chimiques des métaux dissous et particulaires

[Flores Rodriguez ; 92] ; [Dauphin ; 93]

On désigne comme métaux dissous ceux qui traversent une membrane filtrante de porosité 0.45 µm. Ces métaux peuvent être sous différentes formes chimiques:

- ions métalliques libres
- complexes inorganiques, formés avec des ligands minéraux tels que OH- (le plus important), HCO3-, CO3 2-, SO4 2- (en milieu anoxique);
- complexes organiques, les ligands étant constitués de petites molécules organiques (acides gras aliphatiques et aromatiques simples, fractions solubles des acides fulviques et humiques).

Les ions libres et les complexes inorganiques constituent les deux formes métalliques les plus biodisponibles et donc les plus toxiques pour la vie aquatique. La forme métallique des métaux dissous est fonction du pH, de la concentration en anions minéraux et de la présence de matière organique dissoute. Les métaux lourds sont généralement plus mobiles sous des conditions acides.

Les métaux désignés comme particulaires correspondent à ceux qui ne traversent pas une membrane filtrante de porosité 0.45µm. Ils sont sous forme de colloïdes ou de particules. Ces métaux sont associés aux solides par les mécanismes suivants:

- incorporation dans le réseau cristallin des minéraux ou dans les organismes vivants;
- adsorption physique ou chimique sur les minéraux argileux, les quartz, les feldspaths, les oxydes et hydroxydes de fer, manganèse, aluminium, les matières organiques;
- précipitation ou coprécipitation avec les carbonates, les oxydes, les hydroxydes et les sulfures métalliques;
- complexation avec un ligand organique ou minéral puis adsorption ou floculation.

	Taille	Forme chimique	Exemple
Métaux dissous	0.8 nm	Ions métalliques	Cu 2+aq
	1 à 2 nm	complexes inorganiques	$CuCO_3$, CuOH+
	2 à 4 nm	complexes organiques	chelates
	10 à 500 nm	colloïdes, gros polymères	
Métaux particulaires	> 450 nm	métaux adsorbés (liaisons de surface)	Fe-OCu
		métaux précipités ou coprécipités	CuO, $Cu_2(OH)_2CO_3$

2.1.1.2. Mécanismes et paramètres déterminant la répartition dissous / particulaire

Adsorption: il s'agit d'une accumulation des métaux lourds dans l'interface solide-liquide par les matériaux particulaires présentant une grande surface spécifique et une charge de surface négative, en particulier les argiles et les hydroxydes de fer. La quantité de métaux adsorbés tant à augmenter avec le pH. Selon (Bourg; 83) cité dans [Lebreton; 96], à pH 7.5 une augmentation de 0.1 unité pH peut suffire à accroître de 10% les quantités de Zn et de Cd adsorbées. A un pH donné, la quantité de métaux adsorbés augmente avec la concentration en particules. Une multiplication par dix des teneurs en sites de surface conduit à une augmentation de la quantité de métaux adsorbés équivalente à ce qui serait produit par une augmentation d'une unité de pH.

Précipitation et coprécipitation: dans le milieu naturel, les métaux lourds peuvent généralement précipiter sous forme d'hydroxydes (concerne essentiellement Cu^{2+}, Zn^{2+}, Cd^{2+}, ex: $Cd(OH)_2$), de carbonates (Cd2+ surtout, ex:CdCO3) et de sulfures.

La précipitation ne peut avoir lieu que si la solution est saturée. Soit la réaction de précipitation: $nM+mX \leftrightarrow MnXm$ et Ks son produit de solubilité.

A l'équilibre $Ks=[M]^n[X]^m$.

Si $[M]^n[X]^m > Ks$, la solution est sursaturée et le métal tend à précipiter.

Si $[M]^n[X]^m < Ks$, la solution est sous saturée, le précipité ne peut pas se former.

La précipitation des métaux dépend des concentrations ioniques et du produit de solubilité du précipité en question. La réaction de précipitation est favorisée par une augmentation de pH et par une concentration élevée du métal.

Complexation avec la matière organique

La complexation des métaux avec des ligands organiques dissous et notamment des polymères organiques tels que les acides humiques et fulviques peut diminuer la proportion de métaux particulaires en empêchant leur précipitation ou leur coprécipitation avec les oxydes de fer. Cependant ce type de complexation peut également avoir l'effet inverse du fait de l'adsorption des polymères organiques sur les solides.

[Lebreton; 96] note cependant que « les capacités de fixation de cations métalliques par les solides sont sans commune mesure avec celle des ligands dissous », et pense que « dans de nombreux cas d'étude, l'importance et les caractéristiques de la phase particulaire contrôlent la partition solide-liquide des éléments métalliques ».

2.1.1.3. Principales formes chimiques de Cd, Cu, Zn, Pb observées dans différents types d'eaux

- Eaux douces naturelles (rivières, lacs...) inorganiques

  [Lester; 87] [Lebreton; 96]

Dans les eaux douces à faible pH (<6) et exemptes de matière organique, le cadmium, le zinc, ainsi que le cuivre sont majoritairement sous forme d'ions libres. Selon [Lebreton; 96] plus de 90% du zinc serait sous forme libre. Le plomb est quant à lui préférentiellement lié aux carbonates.

A pH supérieur à 6, la fraction de métal sous forme ionique devient nettement moins importante. Pour le zinc, à pH 6 les complexes inorganiques non colloïdaux dominent. Le cuivre, à pH 6 à 9.3 est majoritairement sous forme de suspensions colloïdales et de précipités de carbonates. Le cadmium forme de nombreux complexes solubles avec les carbonates, sulfates, chlorures, hydroxydes et des chélates. Le carbonate de cadmium qui est peu soluble précipite à pH 8.5 à 11.

- Eaux de ruissellement

  [Makepeace et al.; 95]

Dans les eaux de ruissellement, le cadmium et le cuivre sont majoritairement liés aux solides dissous et aux colloïdes. Le zinc est associé aux solides dissous mais aussi adsorbé sur les MES et les particules colloïdales. Le plomb est majoritairement lié aux MES.

- Eaux usées et eaux unitaires

Dans les eaux riches en matière organique et à pH>7, telles que les eaux usées et les eaux unitaires, il y a très peu d'ions métalliques libres, les métaux sont majoritairement associés à la matière organique par complexation ou adsorption.

Dans le cas du cadmium il y a formation de complexes humiques et adsorption sur les solides, en particulier les particules organiques. Pour le zinc, l'adsorption sur les matières organiques et minérales augmente significativement à pH >7. Le plomb est majoritairement lié aux MES mais existe également sous forme de complexes colloïdaux ou solubles avec des ligands organiques. Le cuivre est caractérisé par une forte affinité pour la matière organique.

2.1.1.4. Classement des quatre métaux Cd, Cu, Pb et Zn en fonction de leur affinité pour les particules

L'affinité d'un métal pour la phase particulaire peut être quantifiée par la valeur de son coefficient de distribution Kd, définit par:

$$Kd = \frac{\text{teneur en métal dans la phase solide } (\mu g / g)}{\text{teneur en métal dans la phase liquide } (\mu g / l)}.$$

A partir des valeurs du coefficient Kd mesurées par divers auteurs dans le milieu naturel (rivières, lacs, canaux) [Lebreton; 96] classe les quatre métaux Cd, Cu, Pb et Zn en fonction de leur affinité pour les particules: Pb > Cu > Zn > Cd. Il note que le classement du cuivre et du zinc peuvent être inversés dans certains cas. Selon (Nirel; 87) cité dans [Lebreton; 96], la partition solide-liquide est fonction de l'électronégativité de l'élément, celle ci étant de 1.8 pour Pb et Cu, 1.7 pour Cd et 1.6 pour Zn.

[Flores Rodriguez; 92] cite l'ordre de préférence des matières organiques pour les métaux suivants: Pb> Cu > Zn, ce qui corrobore les données de [Lebreton; 96].

2.1.1.5. Cinétiques de réactions

Les réactions de complexation s'effectuent rapidement dans la majorité des cas. Par contre, la vitesse de dissociation des complexes est très lente ([Bussy; 96]).

[Bussy; 96] ainsi que [Lebreton; 96] soulignent la lenteur des cinétiques de précipitation et de dissolution, ce qui conduit au fait que souvent les équilibres ne sont pas atteints dans le milieu naturel.

En ci qui concerne l'adsorption, [Buffle; 90] cite des temps de demi-réaction de l'ordre de 1 heure à plusieurs jours. [Bussy; 96] et [Lebreton; 96] notent que l'adsorption sur la matière organique particulaire et sur les oxyhydroxydes de Fe ou de Mn est en fait une réaction de complexation. Ces réactions pourraient donc être assez rapides.

Les essais menés en laboratoire par [Gutekunst ; 88] montrent que la fixation des métaux dissous sur les particules de biofilms prélevés dans un réseau d'assainissement ne prend que quelques minutes, et ce que le biofilm soit biologiquement actif ou stérilisé.

2.1.2. Réflexions sur l'évolution en réseau des métaux dissous

Nous avons vu, au paragraphe 3.1.1 du CHAPITRE 3.1, que la majeure partie de la masse métallique véhiculée dans les eaux de ruissellement du bassin au cours d'une pluie est imputable aux eaux de ruissellement de toiture.

Ces eaux constituent un milieu à pH légèrement acide, contenant peu de matière organique et peu de particules. D'après les données bibliographiques, les métaux y seraient majoritairement sous forme d'ions libres ou de complexes inorganiques. Ce sont des formes métalliques mobiles, qui se prêtent à des réactions de complexation, de précipitation ou d'adsorption.

Le réseau d'assainissement par temps de pluie constitue, au contraire des eaux de toitures, un milieu très riche en particules et en matière organique, dont le pH est proche de 7. C'est un milieu très favorable à la complexation des métaux avec la matière organique et à leur adsorption sur les particules, notamment les particules organiques. Après avoir pénétré dans le réseau, les métaux dissous provenant des eaux de toitures seront portés à se fixer sur les particules en suspension dans les eaux usées, sur les particules organiques provenant de l'érosion dans le réseau et sur les stocks du réseau, notamment les dépôts et les biofilms.

[Gutekunst ; 88] fait remarquer que les eaux usées sont riches en microorganismes et en matières minérales capables de fixer les métaux. Ce même auteur a également démontré la forte capacité des biofilms qui se développent dans le réseau à adsorber des métaux. Leur capacité d'adsorption serait comparable à celle des matières humiques et nettement supérieure à celle des argiles. Les réactions de fixation sur les biofilms sont très rapides de l'ordre de quelques minutes. La masse de métaux se fixant sur les biofilms est maximale pour des pH entre 5 et 7.

Par ailleurs, [Artières ; 87] note que « le dépôt en réseau d'assainissement dans son environnement constitue un milieu réceptif remarquable vis à vis des métaux lourds » et

qu'il s'agit d'un « site privilégié pour la fixation de métaux entraînés par le ruissellement pluvial, tels que le zinc, le plomb, le cuivre et le cadmium ».

Enfin, les particules provenant des stocks du réseau et érodées au cours de l'événement pluvieux constituent certainement des sites favorables à la fixation des métaux dissous. Ces particules sont en effet très riches en matière organique et leur remise en suspension, en démultipliant la surface de contact avec l'effluent, favorise les échanges avec la phase dissoute.

2.1.3. Réflexions sur le transfert et les sources de métaux particulaires dans le réseau d'assainissement

2.1.3.1. Processus en jeu

Les processus se déroulant durant le transfert des métaux dans le réseau d'assainissement unitaire paraissent relativement complexes. Ils sont vraisemblablement dominés par les trois termes suivants :

- Un apport de métaux particulaires par érosion des stocks du réseau ;
- Une perte de métaux dissous et une augmentation des métaux particulaires par transfert des métaux de la phase dissoute vers les particules en suspension dans l'effluent ;
- Une perte de métaux dissous par fixation sur les stocks du réseau.

Nous avons vu que la sédimentation des particules apportées par les eaux de ruissellement était peu probable, ce qui nous permet de négliger une éventuelle perte de métaux particulaires par sédimentation. Par ailleurs, on peut supposer qu'il n'y a pas d'apport de métaux dissous provenant des stocks du réseau ou que ceux ci sont négligeables.

Il est assez difficile d'évaluer l'importance relative de chacun des trois termes évoqués ci dessus. Cependant, dans l'objectif de mieux caractériser les stocks du réseau contribuant à la pollution des eaux pluviales, nous chercherons à estimer les masses métalliques issues du stock du réseau et à en déduire la teneur en métaux de ces stocks.

2.1.3.2. Evaluation de la teneur métallique des stocks érodés

- Notations

Soient MresX : la masse de métal X issue des échanges avec les stocks du réseau ;
MresMES : la masse de MES issue des échanges avec les stocks du réseau ;
ΔD : la perte en métal X sous forme dissoute durant le transfert en réseau ;

ΔP : le gain en métal X sous forme particulaire durant le transfert en réseau ;

On peut noter : $\Delta D = d_1 + d_2$, $\Delta P = d_1 + p$, et $MresX = \Delta P - \Delta D = p - d_2$ avec :

d_1 : la masse de métal X sous forme dissoute qui se fixe sur les particules en suspension au cours du transfert en réseau,

d_2 : la masse de métal X sous forme dissoute qui se fixe sur les stocks du réseau,

p : la masse de métal X particulaire provenant de l'érosion des stocks du réseau.

Soit θx la teneur en métal X des particules érodées dans le réseau, $\theta x = \frac{p}{MresMES}$.

- Estimation de θx

Pour chaque événement pluvieux, nous allons chercher à déterminer les valeurs minimales et maximales possibles de p, et en déduire un ordre de grandeur des teneurs θx.

Valeur maximale de p : elle correspond au cas $d_1 = 0$, $\Delta D = d_2$, $\Delta P = p$, et donc $\theta x = \frac{\Delta P}{MresMES}$.

Valeur minimale de p : - si Mresx>0 (cas du cuivre et du cadmium pour certaines pluies), alors la valeur minimale possible pour p correspond à $d_2 = 0$, $\Delta D = d_1$, $MresX = p$, et donc $\theta x = \frac{MresX}{MresMES}$;

- si MresX<0 (cas du zinc, du plomb et dans certains cas du cadmium), alors la valeur minimale possible pour p correspond à p=0 et donc θx=0.

- Ordre de grandeur des teneurs métalliques des particules érodées et perspectives de recherche

On trouvera en Tableau 158 l'intervalle trouvé pour les teneurs θx, en médiane sur les différents événements pluvieux étudiés. Notons bien qu'il s'agit d'une évaluation très grossière, destinée uniquement à fournir un idée des ordres de grandeur possibles pour θx.

Tableau 158 : ordre de grandeur posible pour la teneur en métaux lourds des particules érodées par temps de pluie sur les stocks du réseau

	Cd (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
θx	0 à 5	430 à 460	0 à 250	0 à 6330

Dans le cas du cadmium et du zinc, la plages des valeurs possibles de θx est extrêmement large et ne permettra sans doute pas de conclusion quant à la nature des stocks qui

contribuent par temps de pluie. Notons cependant que le zinc est le seul des quatre métaux étudiés pour lequel nous observons une corrélation (R=0.85) entre la masse de métal dissous perdue durant le transfert en réseau et la masse de métal particulaire gagné au cours du transfert. Cet élément porte à penser que la majeure partie du zinc particulaire gagné au cours du transfert en réseau provient de la fixation des métaux dissous plutôt que de l'érosion des stocks du réseau.

Dans le cas du cuivre, la teneur des particules érodées a pu être évaluée assez précisément. Elle est de l'ordre de 450 mg/kg, ce qui correspond aux teneurs des matières en suspension dans les eaux usées.

Les teneurs en plomb des particules érodées sont également du même ordre de grandeur que celles des particules véhiculées dans les eaux usées de temps sec.

Il serait très intéressant de comparer les ordres de grandeur des teneurs en métaux des particules érodées dans le réseau par temps de pluie avec les teneurs métalliques dans différents stocks du réseau. Cette comparaison permettra peut être de :

- déterminer si les particules érodées sont de nature comparable aux particules fines du dépôt, et donc si la contribution du réseau peut ou non s'expliquer par un tri des particules constituant le corps du dépôt.
- déterminer quel autre type de stock présente des teneurs métalliques comparables à celles des particules érodées et est de ce fait susceptible contribuer à la pollution des eaux pluviales
- déterminer si les particules érodées correspondent à une fraction des solides rejetés dans les eaux domestiques qui décante par temps sec.

2.2. Hypothèses sur le devenir des métaux stockés dans le réseau par temps de pluie

Le bilan des masses métalliques produites par le bassin versant au cours d'un événement pluvieux met en évidence le stockage dans le réseau d'assainissement d'une fraction importante de la masse de zinc provenant du ruissellement, et probablement d'une partie du plomb et du cadmium.

Que deviennent les masses de métaux accumulés dans le réseau par temps de pluie ? Deux hypothèses sont envisageables. :

- Un lessivage lent de ces métaux par temps sec
- Une accumulation dans les dépôts du réseau qui ne sont pas érodés par temps de pluie.

2.2.1. Un lessivage des métaux par temps sec ?

2.2.1.1. Evaluation des masses métalliques produites par temps sec

Les métaux rejetés par temps sec dans le réseau d'assainissement du Marais proviennent :

- des eaux usées domestiques et professionnels. Les métaux quelles contiennent sont dus à la concentration métallique dans l'eau potable des habitations (provenant essentiellement de la corrosion des canalisations), et à l'usage de l'eau ;
- du nettoyage de la voirie ;
- des eaux claires (fuites des réseaux d'eau potable et non potable, fonctionnement des réservoirs de chasse,…).

A ces apports il faut ajouter, pour expliquer les masses métalliques mesurées à l'exutoire, un terme d'échange avec les stocks qui se trouvent à l'intérieur du réseau d'assainissement.

La production métallique liée aux différents rejets de temps sec du Marais a été estimée à l'échelle d'une journée moyenne de temps sec.

Nettoyage de la voirie : les apports métalliques moyens journaliers par les eaux de nettoyage de la voirie, ainsi que le volume moyen journalier de ces eaux, ont été évalués en Partie 2 chapitre 2.

Eaux claires : le volume total des eaux claires a été estimé à partir du débit minimal nocturne, en moyenne sur l'ensemble de la campagne de mesure. Ce volume se réparti en :

- fuite des réseaux d'eau potable, estimées à 15% du volume mis en distribution, évaluée à partir des données [Sogreah ; 93],

- fuite des réseaux d'eau non potable, estimées à 25% du volume mis en distribution, évaluée à partir des données [Sogreah ; 93],
- fonctionnement des réservoirs de chasse, leur volume est estimé par différence entre les valeurs données par [Sogreah ; 93] pour le volume total des rejets d'eau non potable et le volume estimé pour le nettoyage de la voirie (nous négligeons les volumes correspondant à l'arrosage des espaces verts du bassin),
- autres sources d'eau contribuant au débit minimal nocturne. Ce sont en particulier la consommation d'eau nocturne (WC, laves linge, laves vaisselle, fuites des robinets et chasses d'eau dans les habitations..), les infiltrations, les eaux d'exhaures. Leur volume a été estimé par différence entre le volume total des « eaux claires » et les volumes estimés précédemment pour les fuites des réseaux et la consommation des réservoirs de chasse.

La concentration métallique des eaux non potables a été déterminée par l'analyse de quatre échantillons prélevés sur le réseau d'eau non potable. La concentration métallique dans les fuites du réseau d'eau potable a été déterminée par l'analyse de deux échantillons prélevés au niveau d'une fuite d'une grosse canalisation de distribution. Pour les autres sources d'eaux claires nous affecterons la concentration mesurée dans l'eau potable des habitations.

Eaux usées domestique et professionnelles : seule la concentration métallique dans l'eau du robinet a pu être mesurée. Les apports de métaux dus aux usages domestiques et professionnels n'ont pas pu être évalués directement. De ce fait, nous avons eu recours à deux hypothèses concernant la concentration métallique des eaux usées rejetées.

Hypothèse 1 : elle vise à estimer la masse métallique minimale des eaux usées. Nous avons supposé que la production métallique due aux activités professionnelles et domestiques du bassin versant était faible et seule la concentration dans l'eau potable des habitations a été prise en compte. Les concentrations métalliques dans l'eau potable ont été mesurées pour 5 échantillons prélevés dans les habitations en différents points du bassin versant. Nous utiliserons par la suite la moyenne de ces cinq valeurs. Notons cependant que les concentrations dans l'eau potable sont très variables d'une habitation à une autre et dépendent sans doute de la nature et de l'état des tuyauteries.

Hypothèse 2 : nous nous baserons dans ce cas sur les concentrations données par (Koppe et Klopp, 84) cités dans [Gutekunst ; 88] pour les eaux usées strictement domestiques (voir Tableau 159).

Le volume moyen journalier des eaux usées domestiques et professionnelles correspond au volume moyen journalier « hors eaux claires », auquel nous avons soustrait le volume estimé pour les eaux de lavage de voirie.

On trouvera en Tableau 159 les concentrations retenues pour les eaux potables et non potables ainsi que pour les eaux usées, et en Tableau 160 les volumes moyens journaliers retenus pour les différents types de rejets de temps sec du bassin versant.

Tableau 159: concentrations métalliques mesurées dans l'eau potable et non potable du bassin versant et valeur estimée pour les rejets d'eaux usées

Concentrations en µg/l	Cd	Cu	Pb	Zn
Eau potable dans les habitations	0	120	11.5	57
Eau potable – fuite d'une canalisation de distribution	0	0.3	4	10.6
Eau non potable	0.23	10.5	8	47
Eaux usées domestiques [Gutekunst ; 88]	3	150	100	500

Tableau 160: volume moyen journalier des eaux de temps sec du bassin versant

Eaux usées domestiques et professionnelles	2522 m3/j
Lavage de la voirie	666 m3/j
« Eaux claires »	2419 m3/j
Dont : fuites du réseau d'eau potable	*742 m3/j*
fuites du réseau d'eau non potable	*371 m3/j*
réservoirs de chasse	*448 m3/j*
autres	*858 m3/j*
Volume total journalier à l'exutoire	**5607 m3/j**

2.2.1.2. Bilan des masses métalliques entrant et sortant du réseau par temps sec

Le Tableau 161 fournit un bilan approximatif des masses métalliques moyennes journalières en entrée et en sortie du réseau d'assainissement, par temps sec. La différence entre ces masses métalliques entrant et sortant par temps sec donne une idée des masses métalliques pouvant provenir des échanges avec les stocks du réseau.

Les masses journalières de cuivre et de plomb rejetées dans le réseau par temps sec sont équivalentes ou supérieures celles mesurées à l'exutoire. Pour ces deux métaux, il n'y a pas de lessivage par temps sec des masses stockées dans le réseau. Il semblerait au contraire qu'il y ait accumulation de cuivre et de plomb dans le réseau par temps sec.

Pour le cadmium et le zinc, les masses mesurées à l'exutoire sont supérieures à celles dues aux seules eaux de lavage de voirie et aux concentrations dans l'eau potable et l'eau non

potable (hypothèse 1), elles sont en revanche nettement inférieures à la masse estimée en tenant compte de la production métallique liée aux activités domestiques (hypothèse 2). Pour ces deux métaux, l'hypothèse d'un lessivage par temps sec des masses accumulées dans le réseau paraît également très improbable.

Tableau 161: masses métalliques en entrée et en sortie du réseau d'assainissement du Marais, pour une journée moyenne de temps sec

Masses moyennes journalières (g/j)		**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**
Nettoyage de la voirie		0.05	13	22.3	96
Eaux claires		0.19	112	19.2	95
Eaux usées domestiques et professionnelles	Hypothèse 1	0	304	29	143
	Hypothèse 2	7.6	378	252	1261
Production totale journalière	**Hypothèse 1**	**0.24**	**429**	**70**	**334**
	Hypothèse 2	**7.8**	**503**	**294**	**1452**
Masse journalière à l'exutoire		**1.5**	**400**	**64**	**817**

2.2.1.3. Conclusion sur le lessivage des métaux par temps sec

Le calcul des bilans métalliques de temps sec, bien que très approximatif, nous permet d'éliminer l'hypothèse d'un lessivage par temps sec des métaux stockés dans le réseau au cours des pluies. Ces métaux seraient donc accumulés dans le réseau.

2.2.2. Une accumulation dans le réseau ?

Le bilan des masses métalliques entrant et sortant du réseau d'assainissement du Marais, en temps de pluie et en temps sec, montre une accumulation dans le réseau de zinc, de plomb, et sans doute de cadmium provenant des eaux de ruissellement.

A l'heure actuelle, nous n'avons que peu de données sur les masses métalliques effectivement présentes dans le réseau du Marais. Les recherches qui sont en cours dans le cadre des thèses de S. Garnaud et de M. Ahyerre devraient permettre d'évaluer leur importance, de vérifier la cohérence entre les masses métalliques « disparues » par temps de pluie et celles effectivement stockées dans le réseau et d'identifier la nature des dépôts qui accumulent les métaux.

Pour notre part, nous voyons deux types de stocks du réseau susceptibles de fixer ces métaux.

- Les biofilms. Alors que des biofilms d'épaisseur millimétrique, susceptibles d'être érodés par temps de pluie, n'ont été observés que dans les trois collecteurs principaux, une fine pellicule de biofilm couvre la partie immergée des parois dans l'ensemble des autres

lignes. Cette fine couche, trop peu épaisse pour pouvoir être érodée par temps de pluie, pourrait fixer une fraction des métaux dissous.

- Le corps du dépôt. C'est là sans doute que la plupart des métaux « disparus » dans le réseau sont susceptibles de s'être adsorbés. Le corps du dépôt représente un stock de particules très important. [Ahyerre ; 97] évalue la masse de dépôt présente dans le réseau du Marais, en fin 1997, à environ 300 tonnes de matière sèche (rappelons que la masse de solide érodées dans le réseau au cours d'une pluie est de l'ordre de 100 à 700 kg). Ces particules, comme nous l'avons vu, ne sont pas entraînées par temps de pluie. Si l'on en juge par leur nature grossière et minérale, ces particules peuvent provenir du nettoyage de la voirie, des chantiers et des travaux publics divers, de la détérioration du réseau d'assainissement, de l'érosion des sols dans les parties non imperméabilisées du bassin. La teneur métallique initiale des ces solides devrait donc se situer entre celle des roches cristallines naturelles et celle des sédiments de chaussée.

La comparaison entre les teneurs métalliques dans les dépôts du réseau et celle des sédiments de chaussée du bassin versant pourrait mettre en évidence un éventuel enrichissement en métaux de ces solides durant leur séjour dans le réseau, signe d'une fixation des métaux dissous des eaux de ruissellement sur les dépôts du réseau. Par ailleurs il serait intéressant de comparer les teneurs métalliques dans les dépôts du Marais avec celles mesurées pour les dépôts d'autres réseaux unitaires, drainant des eaux de ruissellement moins chargées en zinc et en plomb. S'il y a effectivement fixation des métaux dissous sur les stocks du réseau durant le transfert, la forte proportion des toitures métalliques dans le cas du bassin versant du Marais devrait se traduire par une teneur métallique des dépôts nettement plus élevée que pour d'autres sites. Ce travail sera effectué de façon détaillée dans le cadre de la thèse de S. Garnaud.

3. CONCLUSION ET PERSPECTIVES SUR LE ROLE DES STOCKS DU RESEAU DANS LE TRANSFERT DE LA POLLUTION DES EAUX PLUVIALES

- Nature des stocks du réseau contribuant à la pollution des eaux pluviales

Le bilan des masses polluantes transférées par temps de pluie dans le réseau du Marais nous a permis de caractériser de manière indirecte la nature des stocks de pollution du réseau érodés par temps de pluie.

On retiendra que les stocks du réseau contribuant à la pollution des eaux pluviales sont :

- Fortement organiques. La teneur en matière volatile des particules érodées est de l'ordre de 70%, la teneur en DCO de 0.8 à 1.5 go2/g et la teneur en DBO5 de 0.3 à 0.7 gO2/g.
- Biodégradables. Le rapport DCOp/DBO5p médian des particules érodées est de 2.5, ce qui correspond à la biodégradabilité des particules en suspension dans les eaux usées.
- De vitesse de chute supérieure à celle des eaux de ruissellement mais néanmoins inférieure à 0.2 cm/s pour 80% des particules érodées.
- Assez peu chargés en métaux. Les teneurs en cuivre et en plomb des particules érodées sont proches de celles mesurées pour les particules des eaux usées de temps sec.

Par ailleurs nos données semblent montrer que la nature des stocks qui contribuent à la pollution des eaux pluviales ne varie pas au cours de l'événement. Ces stocks sont mobilisés progressivement et proportionnellement à l'énergie de l'écoulement, et non pas chassés dès le début de l'événement pluvieux.

L'ensemble de nos résultats semblent indiquer que ces stocks sont constitués soit de particules provenant des rejets domestiques et déposées par temps sec dans le réseau, soit de matière organique vivante qui se développe dans le réseau. A l'heure actuelle, ces dépôts n'ont pas été localisés dans le réseau. Au premier abords, il semblerait qu'il ne puisse s'agir du corps du dépôt, grossier et minéral. Des travaux de caractérisation fine de ces dépôts nous paraissent cependant nécessaires afin d'établir s'il ne peut s'agir d'un tri des seules particules les plus fines et les plus organiques du dépôt. Par ailleurs, il nous paraîtrait intéressant de vérifier par des essais en laboratoire si l'écoulement ne peut détacher la gangue de matière organique enrobant les particules minérale sans entraîner celles ci.

S'il apparaît qu'effectivement les sédiments accumulés au fond des collecteurs ne peuvent expliquer la contribution du réseau par temps de pluie, nous suggérons d'orienter les recherches vers:

- Les stocks de matière organique que constituent les biofilms. Ces stocks sont-ils cependant suffisants pour expliquer les masses importantes issues du réseau à chaque événement pluvieux ?
- Des stocks diffus de solides domestiques, notamment des matières fécales, qui pourraient se trouver dans les canalisations des maisons ou éparpillés dans le réseau et qui sont de ce fait assez difficilement localisables.
- Une couche de matière organique située en surface des dépôts. Nos résultats prouvent cependant que la contribution du réseau ne peut s'expliquer uniquement par une couche de « sédiment fluide » qui serait lessivée dès le début de l'événement pluvieux et c'est plutôt vers une couche cohésive qu'il faut orienter les recherches.

- Rôle des stocks du réseau dans le transfert des métaux

Le rôle du réseau d'assainissement en temps que réacteur physico-chimique est notable dans le cas des métaux lourds.

Au cours du transport des eaux pluviales dans le réseau d'assainissement du Marais, il semble y avoir :

- Un transfert de métaux dissous vers les particules en suspension et notamment les particules érodées dans le réseau. Ce phénomène qui réduit la mobilité des métaux a un effet positif du point de vue de l'impact des rejets de temps de pluie dans le milieu naturel et du point de vue de la traitabilité de ces rejets.
- Une fixation d'une partie des métaux dissous sur les stocks permanents du réseau, tels que le corps du dépôt et éventuellement les fines pellicules de biofilms.

Un bilan grossier des masses métalliques entrant et sortant du réseau par temps sec montre que les métaux stockés dans le réseau par temps de pluie ne sont pas lessivés par temps sec. D'après nos données, le sédiment grossier qui constitue la majeure partie de la masse de sédiments du réseau ne contribuerait pas à la pollution des eaux pluviales mais pourrait agir comme un accumulateur de métaux lourds, en fixant une partie des métaux dissous véhiculés par les eaux de ruissellement.

Ces résultats demandent cependant à être validés par une analyse précise des teneurs en métaux dans différents types de sédiments du réseau.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AHYERRE M. (1996). *Analyse de profils verticaux de matières en suspension par temps sec dans le bassin versant urbain du Marais.* Mémoire de DEA STE, Université Paris XII-Val de Marne, Ecole Nationale du Génie Rural et des Eaux et des Forêts, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 53 p. + annexes.

AHYERRE M. (1997). *Mécanismes de formation et de transfert de la pollution dans les réseaux d'assainissement unitaires.* Rapport d'avancement de la première année de thèse. CERGRENE-LABAM, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 98p.

ANDOH R.Y.G., SMISSON R.P.M. (1995). *The practical use of wastewater characterisation in design.* Conférence internationale « Sewer solids – Characteristics, movement, effects and control », 5-8 sept., Dundee, Ecosse, p. 164-174.

ARTHUR S., ASHLEY R.M. (1998). *The influence of near bed solids transport on first foul flush in combined sewers.* Water Science and Technology, vol. 37, n°1, p. 131-138.

ARTHUR S., ASHLEY R.M., NALLURI C. (1996). *Near bed solids transport in sewers.* Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 69-76.

ARTIERES O. (1987). *Les dépôts en réseau d'assainissement unitaire.* Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, ENITRTS, 214p.

ASHLEY R.M, ARTHUR S., COGHLAN B.P., McGREGOR I. (1994). *Fluid sediment in combined sewers.* Water Science and Technology, vol. 29, n°1-2, p. 113-123.

ASHLEY R.M, CRABTREE R.W. (1992). *Sediment origins, deposition and build-up in combined sewer systems.* Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 1-12.

ASHLEY R.M, WOTHERSPOON D.J.J., COGHLAN B.P., McGREGOR I. (1992b). *The erosion and movement of sediments and associated pollutants in combined sewers.* Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 101-114.

ASHLEY R.M, WOTHERSPOON D.J.J., COGHLAN B.P., RISTENPART E. (1993). *Cohesive sediment erosion in combined sewers.* Proceedings de ICUSD '93, 6ème conférence internationale « Urban Storm Drainage », sept 12-17, 1993, Niagara Falls. p. 644-651.

ASTRUC A., ASTRUC M., BEGUIN S., MERICAN P. (1979). *Qualité chimique des eaux de ruissellement d'une ville moyenne.* TSM L'Eau, 74ème année, n°2, p. 79-85.

AUTUGELLE C. (1994). *Etude des métaux lourds transportés par les eaux de ruissellement. Synthèse bibliographique.* Hydroscopie. 49p.

AZZOUT Y., BARRAUD S., CRES F.N., ALFAKIH E. (1994). *Techniques alternatives en assainissement pluvial : choix, conception, réalisation et entretien*. Edition Tec et Doc, Paris, 371p.

BACHOC A. (1992). *Le transfert des solides dans les réseaux d'assainissement unitaires*. Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse. 281p. + annexes

BACHOC A., CHEBBO G., LAPLACE D. (1992*). Revue bibliographique sur les solides en réseaux d'assainissement*. Rapport d'étude financée par le plan urbain. 145 p.

BACHOC A., TABUCHI J.P., CHEBBO G., PHILIPPE J.P. (1994). *La pollution des rejets urbains par temps de pluie : quantité, origine et nature.* La Houille Blanche, n°1/2, p. 21-32.

BALADES J.D., GUICHARD Th., LEGRET M., MADIEC H. (1994). *Gestion de la pollution des eaux pluviales par chaussées réservoirs en milieu urbain*. TSM, n°11, p. 631-638.

BALL J.E., JENKS R., AUBOURG D. (1996). *Dry weather build-up of constituents on road surfaces.* Proceeding of ICUSD '96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover. p. 785-790.

BELLEFLEUR D. (1989). *Suivi d'un réseau d'assainissement unitaire. Synthèse de deux campagnes de mesure.* TSM L'Eau, 84ème année, n°11, p. 561-572.

BERG E.L. (1982). *Handbook for sampling and sample preservation of water and wastewater.* Environmental Monitoring and Support Lab, Cincinnati. EPA.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (1991). *Modélisation des débits et du transport solide en réseau d'assainissement. Etude bibliographique.* Rapport ENITRS, Lyonnaise des Eaux, université louis pasteur Strasbourg. 207p.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (1992). *Modélisation conceptuelle du transport solide en réseau d'assainissement unitaire.* Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur de Strasbourg, Lyonnaise des Eaux Dumez, 165p. + annexes.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G., SAGET A. (1997). *Répartition des masses de polluants en fonction du volume dans les rejets urbains de temps de pluie. Conséquences pour la notion de premier flot.* TSM, 92ème année, n°2, p. 53-67.

BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., CHEBBO G., SAGET A. (1998). *Distribution of pollutant mass versus volume in stormwater discharges and the first flush phenomenon*. Water Research, vol.32, n°8, p. 2341-2356.

BEYER G. (1989*). Contribution à l'étude de l'érosion des dépôts en réseau d'assainissement unitaire.* Thèse de doctorat, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 157p.

BOLLER M. (1997). *Tracking heavy metals reveals sustainability deficits of urban drainage systems.* Water Science and Technology, vol. 35, n°9 p. 77-87.

BRIS F.J. (1997). *Le dépôt sur les surfaces urbaines : mise au point d'une méthode d'échantillonnage.* Mémoire de DEA STE, Université Paris XII-Val de Marne, Ecole Nationale du Génie Rural et des Eaux et des Forêts, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 55 p. + annexes.

BROMBACH H., MICHELBACH S., WÖHRLE C. (1993). *Feststoffe in der Mischwasserkanalisation. Sedimentation und Remobilisierung.*. Numéro spécial de « Korrespondenz Abwasser », vol. 12, p. 1910-1926.

BUFFLE J. (1990). *Complexation reactions in aquatic systems. An analytical approach.* Edition Ellis Horwood, 692 p.

BUSSY A.L. (1996). *Mobilité des métaux dans un système fluvial urbain*. Thèse de doctorat, Université Paris XII-Val de Marne, 221p.

BUTLER D., FRIEDLER E., GATT K. (1995). *Characterising the quantity and quality of domestic wastewater inflows.* Water Science and Technology, vol. 31, n°7, p. 13-24.

BUTLER D., GATT K. (1996). *Synthesising dry weather flow input hydrographs : a Maltese case study*. Water Science and Technology, vol. 34, n°3-4, p. 55-62.

BUTLER D., THEDCHANAMOORTHY S., PAYNE J.A. (1992). *Aspects of surface sediment characteristics on an urban catchment in London.* Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 13-19.

CHADIRAT S., LUCAS E., CHEBBO G. (1997). *Protocole de fractionnement par classes de vitesses de chute des solides en suspension des effluents urbains de temps sec et de temps de pluie. Protocoles CERGRENE95 et CERGRENE-CTIA96.* Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM et Agence de l'Eau Seine Normandie, 15p.

CHANCELIER J.Ph., CHEBBO G., LUCAS AIGUIER E. (1998). *Estimation of settling velocities.* Water Research, vol. 32, n°11, p. 3461-3471.

CHANG M., CROWLEY C. (1993). *Preliminary observations on water quality of storm runoff from four selected residential roofs.* Water Resources Bulletin, vol. 29, n°5, p. 777-783.

CHEBBO G., (1992). *Solides des rejets pluviaux urbains, caractérisation et traitabilité.* Thèse de doctorat. Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 413p. + annexes

CHEBBO G., BACHOC A. (1992). *Characterisation of suspended solids in urban wet weather discharges.* Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 171-179.

CHEBBO G., BACHOC A. (1993). *Suspended wet weather solids in combined sewers : where does the organic matter come from ?* Proceeding of ICUSD '93, 6th international conference on urban storm drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p 869-874.

CHEBBO G., MOUCHEL J.M., SAGET A, GOUSAILLES M. (1995*). La pollution des rejets urbains par temps de pluie: flux, nature et impacts.* TSM n°11, nov. 1995, p. 796 à 806.

CHEBBO G., MUSQUERE P., MILISIC V., BACHOC A. (1990). *Characterisation of solids transfered into sewer trunks during wet weather.* Water Science and Technology, vol. 22, n°10/11, p. 231-238.

CHOCAT B., BARRAUD S., ALFAKIH E., CRES F.N. (1994). *La gestion urbaine de l'eau : un thème de recherche à développer.* Rencontres scientifiques de Génie Civil, Association universitaire du Génie Civil, Toulouse.

CHOCAT B., EURYDICE 92. (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement.* Edition Tec&Doc, Lavoisier, Paris. 1124p.

CIAPONI C., MOISELLO U., PAPIRI S. (1993). *Rainfall measurements and spatial variability in a small urban catchment.* Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p 158-163.

CLESCERI L.S., GREENBERG A.E., TRUSSELL R.R. (1989). *Standard methods for examination of water and wastewater.* 17ème édition, APHA, AWWA, WPCF. Washington.

COGHLAN B. (1995). *Solids transport in combined sewerage systems.* Thèse de doctorat, université de Abertay Dundee, Ecosse, 216p. + annexes.

COLANDINI V. (1997). *Effet des structures réservoirs à revêtement poreux sur les eaux pluviales : qualité des eaux et devenir des métaux lourds.* Thèse de doctorat, Université de Pau et des pays de l'Adour, LCPC Nantes. 171p. + annexes.

CONSTANT A, (1995). *Evaluation de la pollution des eaux de ruissellement du boulevard périphérique parisien.* TSM n°11, Spécial Eaux pluviales, p. 809-810.

COTTET J. (1980). *La pollution des eaux pluviales en zone urbaine.* Travail de fin d'étude, Agence Financière de bassin Seine Normandie, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 135 p.

CRABTREE R.W. (1989). *Sediments in sewers.* Journal of Inst. Water Env. Management, n°3, p. 569-578.

DANNEKER W., AU M., STECHMANN H. (1990). *Substance load in rainwater runoff from different streets in Hamburg.* The Science of the Total Environment, 93, p. 385-392.

DASTUGUE S., VIGNOLES M., HEUGHEBAERT J.C., VIGNOLES C. (1990). *Matières en suspension contenues dans les eaux de ruissellement de la ville de Toulouse : quantification, corrélation au type d'urbanisme et répartition de la pollution.* TSM L'Eau, 85ème année, n°3, p.131-143.

DAUBER L., NOVAK B. (1983). *Quellen und Mengen der Schmutzstoffe in Regenabflüssen einer*

städtischen Mischkanalisation. Rapport de l'EAWAG n°927, Dübendorf-Zürich, Suisse, 77p.

DAUPHIN S. (1993). *Simulation de la migration des métaux lourds dans un sol pollué. Evaluation du modèle LEACHP*. Mémoire de DEA de mécanique et Ingéniérie, ULP, ENGEES, ENSAIS, Université Robert Schuman, 57p. + annexes.

DE HEER L.J.L. (1992). *Etude de l'échantillonnage systématique et proportionnel au débit par temps sec des eaux usées dans les égouts non visitables*. Thèse de doctorat. EPFL, Lausanne.

DEGREMONT (1989). *Mémento technique de l'eau*. Edition du cinquantenaire. Neuvième édition. Tome 1, 592 p.

DELETIC A., MAKSIMOVIC C. (1998). *Investigation of water quality factors in storm runoff from paved areas*. Journal of Environmental Engineering, ASCE, vol. 124, n°9, p. 869-879.

DELETIC A., MAKSIMOVIC C., IVETIC M. (1997). *Modelling of storm wash-off of suspended solids impervious surfaces*. Journal of Hydraulic Research, vol. 35, n°1, p. 99-118.

DEMPSEY B.A., TAI Y.L., HARRISON S.G. (1993). *Mobilisation and removal of contaminants associated with urban dust and dirt*. . Water Science and Technology, vol. 28, n°3-5, p. 225-230.

DESBORDES M., SERVAT E. (1983). *Etude bibliographique de la production, du transport et du contrôle des MES du ruissellement pluvial drainé par les eaux d'assainissement*. Rapport d'étude, CETE Aix en Provence, LHM - Université des Sciences et Techniques du Languedoc Montpellier. 64p.

DSEA Val de marne, Lyonnaise des eaux (1995*). Mesures de flux polluants par temps sec et temps de pluie. Campagne 1994-1995*. Rapport d'étude pour la Direction des Services de l'Eau et de l'Assainissement du Val de Marne, 25p.

DURAND A., GOLICHEFF A. (1978). *Etude des composants des eaux usées domestiques*. La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, n°383, p. 27-42.

ELLIS J.B. (1986). *Pollutional aspects of urban runoff*. Publié dans : *Urban Runoff Pollution*, Ed. Torno H.C., Marsalek J. et Desbordes M., NATO ASI Series, vol. G10, Springler Verlag Berlin Heidelberg, p.1 –38.

ELLIS J.B., HARROP D.O. (1984). *Variation in solid loadings to roadside gully pots*. The Science of the Total Envionment, 33, p. 203-211.

ELLIS J.B., REVITT D.M. (1982). *Incidence of heavy metals in street surface sediments : solubility and grain size studies*. Water, Air and Soil Pollution, vol. 17, p. 87-100.

ENCYCLOPAEDIA UNIVERSALIS (1992). *Zinc*. Encyclopaedia Universalis France S.A., éditeur à Paris, Corpus, vol. 23, p. 1004-1007.

ESTEBE 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 XII – Val de Marne.237p. + annexes.

FLEMMING H.C. (1995). *Sorption sites in biofilms*. Water Science and Technology, vol. 32, n°8, p. 27-33.

FLORES-RODRIGUEZ J. (1992). *Les métaux toxiques dans les eaux pluviales en milieu urbain : caractéristiques physico-chimiques*. Thèse de doctorat, Université Paris XII-Val de Marne, 229 p. + annexes.

FÖRSTER J. (1996). *Heavy metals and ion patterns in roof runoff*. Proceeding of ICUSD '96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover. p. 241-246.

FÖRSTER J. (1996). *Patterns of roof runoff contamination and their potential implications on practice and regulation of treatment and infiltration*. Water Science and Technology, vol. 33, n°6 p. 39-48.

FRIEDLER E., BROWN D., BUTLER D. (1996). *A study of WC derived sewer solids.* Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 17-24.

GARNAUD S., MOUCHEL J.M., CHEBBO G., THEVENOT D. (1998*). Heavy metals concentrations in dry and wet weather atmospheric deposits in Paris district : comparison with urban runoff*. Proceeding du sixième symposium international sur « Highway and Urban Pollution », 18-21 mai, Baveno-Ispra, Italie.

GAUTIER A. (1998). *Contribution à la connaissance du fonctionnement d'ouvrages d'infiltration d'eau de ruissellement pluvial urbain.* Thèse de doctorat, INSA Lyon, 204p.

GEIGER W. F. (1984). *Characteristics of combined sewer runoff*. Proceeding de la 3ème conférence internationale « Urban Storm Drainage », Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 851–860.

GEIGER W. F. (1986). *Variation of runoff quality and resulting pollutant retention strategies*. Proceeding de la 2ème conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters", p. 71-91.

GEIGER W. F. (1987). *Flushing effects in combined sewer systems.* Proceeding de la 4ème conférence internationale « Urban Storm Drainage », Lausanne, Suisse, 31 août – 4 sept., p. 40–46.

GOOD J. (1993). *Roof runoff as a diffuse source of metals and aquatic toxicity in storm water*. Water Science and Technology, vol. 28, n°3-5, p. 317-321.

GRANGE D., DEUTSCH J.C. (1986). *Qualité des eaux de pluie : comparaison des flux polluants avant et après ruissellement.* XIXièmes journées de l'hydraulique, SHF, Paris 9-11 septembre, L'impact des activités humaines sur les eaux continentales – Question II : imperméabilisation des bassins versants, rapport n°II.2.

GRANGE D., MENISSIER F., PESCHEUX F., RANCHET J. (1988). *Analyse des eaux. Influence des conditions de conservation des échantillons ».* Rapport des Laboratoires. LCPC, série physique et chimie PC-7. 22p + annexes

GROS F. (1982). *Réflexion sur les problèmes posés par la détermination des flux de matières en suspension.* XVIIièmes journées de l'hydraulique, SHF, Nantes 14-16 septembre, L'hydraulique des eaux pluviales et usées, Question I : détermination des concentrations et flux , .Rapport n°I.7.

GROTTKER M. (1987). *Runoff quality from a street with medium traffic loading.* The Science of the Total Environment, 59, p. 457-466.

GUPTA K., SAUL A. (1996). *Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows.* . Water Science and Technology , vol. 30, n°5, p. 1244-1252.

GUTEKUNST B. (1988). *Sielhautuntersuchungen zur Einkreisungen schwermetallhaltiger Einleitungen.* Presses de l'Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Université de Karlsruhe, volume 49, ISSN 0722-7698, 141 p.

HAIPING Z., YAMADA K. (1996). *Estimation for urban runoff quality modelling.* Water Science and Technology , vol. 34, n°3-4, p. 49-54.

HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S. (1984). *Levels of physico-chemical associations of Cd, Cu, Pb and Zn in road sediment.* The Science of the Total Envionment, 33, p. 59-74.

HAMILTON R.S., REVITT D.M., WARREN R.S., DUGGAN M.J. (1987). *Metal mass balance*

studies within a small highway dominated catchment. The Science of the Total Envionment, 59, p. 365-368.

HARRISON R.M., DUNCAN P.H.L., WILSON S.J. (1981). *Chemical associations of lead, cadmium, copper and zinc in street dusts and roadside soils.* Environmental Science & Technology, vol. 15, n°11, p. 1378-1382.

HERRMANN R., DAUB J., STRIEBEL T. (1992). *Qualitative Beurteilung der Niederschlagabflüsse.* Publié dans : *Schadstoffe im Regenabfluss II.* Presses de l'Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Université de Karlsruhe, volume 64, p. 113-145.

HERRMANN R., DAUB J., FORSTER J., STRIEBEL T. (1994). *Chemodynamics of trace pollutants during roof and street runoff.* Water Science and Technology, vol. 29, n°1-2 p. 73-82.

HOFFMAN E.J., QUINN J.G. (1987). *Chronic hydrocarbon discharges into aquatic environments : I-Municipal y treatment facilities.* Oil in freshwater, p. 97-113.

HOGHLAND W., BERNDTSSON R., LARSON M. (1984). *Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge.* Proceeding de la 3ème Conférence Internationale « Urban Storm Drainage », Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 841–850.

ISAAC R.A., GIL L., COOPERMAN A.N., HULME K., EDDY B., RUIZ M., JACOBSON K., LARSON C., PANCORBO O. C. (1997). *Corrosion in drinking water distribution systems : a major contributor of copper and lead to wastewaters and effluents.* Environmental Science and Technology, vol. 31, p. 3198-3203.

KNOTKOVA D., PORTER F. (1994). *Longer life of galvanised steel in atmosphere due to reduced SO2 pollution in Europe.* Proceeding of « Intergalva », Paris , EGGA Publ. Birmingham UK, p.GD 8/1-GD 8/20.

KREJCI V., DAUBER L., NOVAK B., GUJER W. (1987). *Contribution of different sources to pollutant loads in combined sewers.* Proceeding de la 4ème conférence internationale « Urban Storm Drainage », Lausanne, 31 août – 4 sept., Suisse, vol. Urban Storm Water Quality Planning and Management, p. 34–39.

LAFFITE H. (1998). *Etude de l'interface eau-sédiment en réseau d'assainissement unitaire. Application au BVUE du Marais.* Mémoire de DEA STE, Université Paris XII-Val de Marne, Ecole Nationale du Génie Rural et des Eaux et des Forêts, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. 44 p. + annexes.

LAPLACE D. (1991). *Dynamique du dépôt en collecteur d'assainissement.* Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, spécialité : mécanique, 201 p.

LAPLACE D., BACHOC A., SANCHEZ Y. (1993). *Solutions techniques pour gérer les dépôts en collecteurs visitables.* TSM n°10, 88ème année, p. 519-523.

LARSEN T., BROCH K., ANDERSEN M.R. (1998). *First flush effects in an urban catchment area in Aalborg.* Water Science and Technology, vol. 37, n°1, p. 251-257.

LEBRETON L. (1996). *Impact de la mise en suspension de sédiments urbains : évaluation expérimentale de la mobilité des métaux (Zn, Pb, Cu, Cd, Fe, Mn).* Thèse de doctorat. Université paris XII – Val de Marne, 326p. + annexes.

LEI J., SCHILLING W. (1993). *Requirements of spatial raindata resolution in urban rainfall runoff simulation.* Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p 447-452.

LESSARD P., BRIERE F., DESJARDINS R., BERON P., ROUSSELLE J. (1982). *Variation de la qualité des eaux en temps de pluie dans un réseau unitaire.* La Technique de l'Eau et de l'Assainissement, n°430-431, p. 9-15.

LESTER J.N. (1987). *Heavy metals in wastewater and sludge treatment processes*. CRC Press, 183 p.

LEVESQUE L. (1976a). *Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport n° 3: le plomb et l'étain*. Rapport de l'AFEE.

LEVESQUE L. (1976b). *Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport n° 6: le chrome, le cuivre et le nickel*. Rapport de l'AFEE.

LEVESQUE L. (1978). *Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport n° 4: le zinc et le chrome*. Rapport de l'AFEE.

LHRSP (1994). *Etude des métaux lourds transportés par les eaux de ruissellement*. Rapport d'étude. Centre International de l'Eau de Nancy, district de l'Agglomération Nancéienne, Agence de l'Eau Rhin Meuse, GEMCEA, LHRSP. 56p. + annexes.

LIN H. (1993). *Le transport solide en collecteurs unitaires d'assainissement et sa modélisation*. Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 281p. + annexes.

LROP (1980). *Mesures de débit-pollution dans le collecteur des Coteaux et le déversoir Proudhon. Périodes de mesures du 18.07.1979 au 02.11.1979 et du 03.06.1980 au 15.10.1980*. Rapport final, Dossier n° 9 025, Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie, LROP, 45 p + annexes.

LUCAS-AIGUIER E., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L., GAGNE B., HEDGES P. (1998). *Analysis of the methods for determining the settling characteristics of sewage and stormwater solids*. Water Science and Technology, vol. 37, n°1, p. 53-60.

MAKEPEACE D., SMITH D., STANLEY S. (1995). Urban stormwater quality : summary of contaminant data. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, vol. 25, n°2, p. 93-139.

MARSALEK J. (1984). *Caractérisation du ruissellement de surface issu d'une zone urbaine commerciale*. Sciences et Techniques de l'Eau, vol. 17, n°2, p. 163-167.

McGREGOR I., ASHLEY R.M., ODUYEMI K.O.K. (1993). *Pollutant release from sediments in sewer systems and their potential for release into receiving waters*. Water Science and Technology, vol. 28, n°8-9, p. 161-169.

MERTZ M.C., CHEBBO G., SAAD M. (1996). C*aractérisation et équipement du bassin versant expérimental « Le Marais »*. Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 106p + annexes.

MICHELBACH S. (1995). *Origin, resuspension and settling characteristics of solids transported in combined sewage*. Water Science and Technology, vol. 31, n°7, p. 69-76.

MICHELBACH S., WEISS G. (1996). *Settleable sewer solids at storm water tanks with clarifier for combined sewage*. Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 261-267.

MICHELBACH S., WÖRHLE C. (1992). *Settleable solids in a combined sewer system-measurement, quantity, characteristics*. Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 181-188.

MICHELBACH S., WÖRHLE C. (1993). *Settleable solids in a combined sewer system, settling characteristics, heavy metals, efficiency of storm water tanks*. Water Science and Technology, vol. 27, n°5-6, p. 153-164.

MONTREJAUD-VIGNOLES M., HERREMANS L. (1995). *Les métaux : où se trouvent-ils ?* TSM n°11, Spécial Eaux pluviales, p. 807.

MOTTIER V., BOLLER M. (1992). *Les eaux de ruissellement de toits : qualité et dynamique de la charge polluante. Recherche bibliographique*. Rapport d'étude de l'EAWAG, Dübendorf,

Suisse, 45p.

MURAKAMI T., NAKAMURA E. (1990). *Heavy metal characteristics of stormwater runoff.* Proceeding of ICUSD '90, 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka. p. 433-438.

NOVOTNY V., CHESTERS G. (1981*). Handbook of non point pollution. Sources and management.* Van Nostrand Reinhold Environmental Engineering, 555 p.

NOWAKOWSKA-BLASZCZYK A, ZAKRZEWSKI J. (1996). *The sources and phases of increase of pollution in runoff waters in route to receiving waters.* Proceeding of ICUSD '96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover. p. 49-54.

OLIER J.Ph., ELICHEGARAY C (1989). *Le transport et la diffusion atmosphérique des polluants.* TSM L'Eau, n°6, p.355-361.

PEARSON L. G., THORNTON R.C., SAUL A.J., HOWARD K. (1986). *An introductory analysis of factors affecting the concentration of pollutants in the first flush of a combined storm sewer system.* Proceeding de la 2ème conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters", p. 93-102.

PHILIPPE J.P., RANCHET J. (1987). *Pollution des eaux de ruissellement pluvial en zone urbaine. Synthèse des mesures sur dix bassins versants en région parisienne.* Rapport de recherche LPC N°142. Ministère de l'Equipement du Logement et des Transports, Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, 70 p.

PISANO W.C. (1996). *Summary : United States « sewer solids » settling characterization methods, results, uses and perspective.* Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 109-115.

PITT R. (1997). *Accumulation, washoff, and size distributions of stormwater particulates.* A paraître dans : « Solids in Sewers : Characteristics, Effects and Controls of Sewer Solids and Associated Pollutants ». Scientific and technical report of the IAWQ.

QUEK U., FORSTER J. (1993). *Trace metals in roof runoff.* Water Air and Soil Pollution, vol. 68, p. 373-389.

RANCHET J., PENAUD F., LE GRAND R., CONSTANT A., OBRY P., SOUDIEU B. (1993). *Comparaison d'une chaussée pavée et d'une chaussée drainante du point de vue de leur comportement hydraulique et de leur impact sur la dépollution des eaux de pluie.* Bulletin de liaison du Laboratoire des Ponts et Chaussées, n°188, p. 67-71.

RAUDKIVI A.J. (1976). *Loose boundary hydraulics.* 2ème édition. Pergamon Press. 395p.

RESEAU D'ILE DE FRANCE (1990). *Mesure de vitesse par ultrasons dans les écoulements à surface libre. Essais en laboratoire et enquête auprès des utilisateurs. Synthèse.* Association RESEAU Ile de France, Paris. 41p + annexes

REVITT DM., HAMILTON RS., WARREN RS. (1990). *The transport of heavy metals within a small catchment.* The Science of the Total Envionment, 93, p. 359-373.

RISTENPART E. (1995). *Sediment properties and their changes in a sewer*. Water Science and Technology, vol. 31, n°7, p. 77-83.

RISTENPART E., ASHLEY R.M., UHL M. (1994). *Fluid sediment and particulate transport in combined sewers.* Proceedings of the 1st International Conference on the Sewer as a Physical, Chemical and Biological Reactor, may 1994, Aalborg, Denmark.

RISTENPART E., ASHLEY R.M., UHL M. (1995). *Organic near-bed fluid and particulate transport in combined sewers.* Water Science and Technology, vol. 31, n°7, p.61-68.

RISTENPART E., UHL M. (1993). *Dynamic behaviour of sewer sediments*. Proceedings de ICUSD

'93, 6ème conférence internationale « Urban Storm Drainage », sept 12-17, 1993, Niagara Falls. p. 748-753.

RODIER J. (1996). *L'analyse des eaux : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer.* Dunod, Paris. 1383p.

ROSSI L. (1998). *Qualité des eaux de ruissellement urbaines.* Thèse de doctorat n°1789, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse. 303p. + annexes.

ROSSI L., FICHER Y., FROEHLICH J.M., KRAYENBÜHL L. (1996). *Etude de la contamination induite par les eaux de ruissellement en milieu urbain.* Rapport d'étude, programme intercantonal, EPFL, Lausanne. 72p. + annexes.

ROUX C. (1996). *Analyse des précipitations en hydrologie urbaine. Exemple de la Seine Saint Denis.* Thèse de doctoral, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 290p.

SAAD M., MERTZ M.C., CHEBBO G. (1996). *Protocoles de mesure de la demande biochimique en oxygène.* Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 9p + annexes.

SAAD M., MERTZ M.C., CHEBBO G. (1996). *Protocoles de mesure de la demande chimique en oxygène.* Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 12p + annexes.

SAAD M., MERTZ M.C., CHEBBO G. (1996). *Protocoles de mesure des matières en suspension et des matières volatiles en suspension.* Bassin versant expérimental du Marais. Rapport d'avancement. CERGRENE-LABAM, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 22p + annexes.

SAFEGE (1996). *Etude des flux de pollution par temps de pluie sur un bassin versant test du département des Hauts-de-Seine.* Rapport d'avancement N°2, Résultats de la campagne de mesures, mars 1996, 51-C453, 42 p.

SAGET A. (1994). *Base de données sur la qualité des rejets urbains de temps de pluie : distribution de la pollution rejetée, dimensions des ouvrages d'interception.* Thèse de doctorat, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 227 p. + annexes.

SAGET A., CHEBBO G. (1996). *Pollution loads of urban wet weather discharges.* Proceeding de la 7ème Conférence Internationale « Urban Strom Drainage », Hannover, p. 61-66.

SAGET A., CHEBBO G., BERTRAND-KRAJEWSKI J.L. (1996). *The first flush in sewer systems.* Water Science and Technology, vol. 33, n°9, p. 101-108.

SAGET A., GROMAIRE-MERTZ M.C., DEUTSCH J.C., CHEBBO G. (1998). *Extend of pollution in urban wet weather discharges.* Proceeding de la conférence « Hydrology in a changing Environment », 6-10 juil, Exeter, UK.

SAKAKIBARA T. (1996). *Roof runoff storm water quality.* Proceeding of ICUSD '96, 7th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 9-13, Hannover. p. 157-162.

SARTOR J.D., BOYD G.B., AGARDY F.J. (1974). *Water pollution aspects of street surface contaminants.* Journal WPCF, vol. 46, n°3, p. 458-467.

SARTOR J.D., GABOURY D.R. (1984). *Street sweeping as a water pollution control measure : lessons over the past ten years.* The Science of the Total Envionment, 33, p. 171-183.

SCHLÜTTER F., SCHAARUP-JENSEN K. (1998). *Sediment transport under dry weather conditions in a small sewer system.* Water Science and Technology, vol. 37, n°1 p. 155-163.

SEIDL M., SERVAIS P., MARTAUD M., GANDOUIN C., MOUCHEL J.M. (1998). *Organic carbon biodegradability and heterotrophic bacteria along a combined sewer catchment during*

rain events. Water Science and Technology, vol. 37, n°1 p. 25-33.

SEMPERE TORRES D., SALLES C., CREUTIN J.D., DELRIEU G. (1992). *Quantification of soil detachment by raindrop impact : performance of classical formulae of kinetic energy in Mediterranean storms.* Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins, proceedings of the Oslo symposium, IAHS publ. N°210, p. 115-124.

SERVAT E. (1984). *Contribution à l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain.* Thèse de doctorat. Université des sciences et techniques du Languedoc. 136p. + annexes.

SETRA (1980). *Protection des eaux contre la pollution d'origine routière. Données générales : origine et nature, effets sur le milieu récepteur, principes de protection, aspects juridiques et règlementaires.* Document d'étude, Ministère des transports, Paris. ? p.

SHINODA T. (1990). *Comparative study on surface runoff by stormwater infiltration facilities.* . Proceeding of ICUSD '90, 5th International Conference on Urban Storm Drainage, Osaka. p. 783-788.

SOCIETE FRANCAISE DE MINERAIS ET METAUX (1968). *Statistiques – 1960-67- cuivre, plomb, zinc, étain, antimoine, cadmium, cobalt, nickel, aluminium, magnésium, mercure, argent, or.* 174 p.

SOGREAH, SAFEGE (1993). *Etude de diagnostic du fonctionnement du réseau d'assainissement de Paris. Etudes préliminaires. Caractérisation du sous-système 2.* Rapport d'étude. Section de l'assainissement de Paris. 69p + annexes.

SPANGBERG A., NIEMCZYNOWICZ J. (1993). *Measurements of pollution wash-off from an asphalt surface.* . Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17 1993, Niagara Falls, p 423-428.

STOTZ G., KRAUTH Kh. (1984). *Factors affecting first flushes in combined sewers.* Proceeding de la 3ème Conférence Internationale « Urban Storm Drainage », Göteborg, 4 – 8 juin, Suède, vol. 3, p. 869–879.

THORNTON R.C., SAUL A.J. (1987). *Temporal variation of pollutants in two combined sewer systems.* Proceeding de la 4ème Conférence Internationale « Urban Storm Drainage », Lausanne, Suisse, 31 août – 4 sept., p. 51–52.

TOMAMOVIC A., MAKSIMOVIC C. (1996). *Improved modelling of suspended solids discharge from asphalt surface during storm event.* Water Science and Technology, vol. 33, n°4-5 p. 363-369.

TORNO H. (1984). *The EPA Nationwide Urban Runoff Program (NURP).* Proceeding de la 3ème International Conference on Urban Storm Drainage, Göteborg, 4-8 juin, Suède, vol 4, p.1465-1474.

TRIANTAFILLOU C. (1987). *La dégradation et la réhabilitation des réseaux d'assainissement. France – Angleterre – Etats Unis.* Thèse de doctorat de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 419p. + annexes.

VALIRON F. (1984). *Gestion des eaux. Principes, moyens, structures.* Cours de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Paris. 343p.

VALIRON F., TABUCHI J.P. (1992). *Maîtrise de la pollution par temps de pluie. Etat de l'art.* Edition Tec&Doc, Lavoisier, Paris. 564p.

VAN DAM C.H., SCHOLTER M., VAN DE VEN F.H.M. (1989). *Urban water quality in Lelystad ; rainfall and runoff from selected surfaces.* Proceeding de la 2ème conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving

Waters", p. 25-37.

VERBANCK M.A. (1989). *Sewer sediment and its relation with the quality characteristics of combined sewer flows.* Proceeding de la 2ème conférence de Wageningen "Urban Storm Water Quality and Ecological Effects upon Receiving Waters", 11 p.

VERBANCK M.A. (1992). *Field investigations on sediment occurrence and behaviour in Brussels combined sewers.* Water Science and Technology, vol. 25, n°8, p. 71-82.

VERBANCK M.A. (1993). *Identification of the depth dependent transportation of particule solids in dry weather sewage flows*. Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on Urban Storm Drainage, sept 12-17, 1993, Niagara Falls. p. 742-748.

VERBANCK M.A. (1995). *Capturing and releasing settleable solids – the significance of dense undercurents in combined sewer flows.* Water Science and Technology, vol. 31, n°7, p. 85-93.

VERBANCK M.A., ASHLEY R., BACHOC A. (1994). *International workshop on origin, occurrence and behaviour of sediments in sewer systems : summary of conclusions.* Water Science and Technology, vol. 28, n°1, p. 187-194.

WILKIE P., HATZIMIHALIS G., KOUTOUFIDES P., CONNOR M. (1996). *The contribution of domestic sources to levels of key organic and inorganic pollutants in sewage : the case of Melbourne Australia.* Water Science and Technology, vol. 34, n°3-4 p. 63-70.

WOLF P., REIFF H. (1996). *Wachstum und Abtrag der Sielhaut in Mischwasserkanälen*. Publié dans : *Stoffaustrag aus Kanalisationen : Hydrologie bebauter Gebiete*. Deutsche Forschungsgemeinschaft. Editeurs : Beichert J., Hahn H.H., Fuchs S., VCH Verlagsgesellschaft, ISSN 0070-3982, 323 p.

XANTHOPOULOS C., HAHN H.H. (1990). *Pollutants attached to particles from drainage areas.* The Science of the Total Environment, 93, p. 441-448.

XANTHOPOULOS C., HAHN H.H. (1992). *Sources of pollution of stormwater runoff from urban areas.* Proceedings de la Conférence NOVATECH 92, p. 43-53.

XANTHOPOULOS C., HAHN H.H. (1993). *Anthropogenic pollutants wash-off from street surfaces.* Proceeding of ICUSD '93, 6th International Conference on urban storm drainage, sept 12-17, 1993, Niagara Falls. p. 417-422.

YAZIZ M.I., GUNTING H., SAPARI N., GHAZALI A.W. (1989). *Variations in rainwater quality from roof catchments.* Water Reasearch, vol. 23, n°6, p. 761-765.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: les thèmes de recherche abordés dans les différentes thèses qui constituent le programme de recherche, et leur financement 28
Tableau 2 : paramètres pris en compte lors de la caractérisation du site et méthode d'évaluation 36
Tableau 3 : classification des surfaces sur le bassin versant du Marais 39
Tableau 4 : évaluation de la contribution des différents rejets d'eau par temps sec 47
Tableau 5: caractéristiques des dépôts en réseau unitaire 50
Tableau 6: caractéristiques des quatre toitures expérimentales 55
Tableau 7: caractéristiques des sept toitures complémentaires 56
Tableau 8 : caractéristiques des cours étudiées 56
Tableau 9: caractéristiques des rues étudiées 57
Tableau 10: système de prélèvement des eaux de ruissellement de toiture 61
Tableau 11: système de prélèvement des eaux de ruissellement des cours 62
Tableau 12: incertitude liée à un prélèvement ponctuel dans la section 85
Tableau 13: contamination en MES, MVS, DCO, DBO5 des prélèvements d'eau distillée 92
Tableau 14: contamination en métaux des prélèvements d'eau distillée (nd= non détecté) ... 92
Tableau 15: estimation de l'incertitude de prélèvement par temps sec à l'exutoire 95
Tableau 16 : délai maximal de conservation des échantillons avant analyse 98
Tableau 17: nombre de tests de répétabilité pour chaque paramètre de pollution 100
Tableau 18: Incertitudes d'analyse, au seuil de confiance de 95 % 101
Tableau 19 : incertitude au seuil de 95% sur l'analyse des métaux totaux et dissous 102
Tableau 20: évaluation de l'incertitude sur la mesure des vitesses de chute (d'après [Lucas; 98]) 103
Tableau 21: erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations ponctuelles mesurées à l'exutoire, au seuil de confiance de 95% 105
Tableau 22: estimation de l'erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations métalliques totales mesurées ponctuellement à l'exutoire, au seuil de confiance de 95% 106
Tableau 23: estimation de l'erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel sur les concentrations dissoutes mesurées ponctuellement à l'exutoire, au seuil de confiance de 95% 106
Tableau 24 : erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel, au seuil de confiance de 95%, sur les concentrations des eaux de ruissellement 106
Tableau 25 : erreur E = (Cmesuré – C réel) / Créel, au seuil de confiance de 95%, sur les concentrations métalliques des eaux de ruissellement 106
Tableau 26: erreur sur la mesure de la concentration moyenne horaire par temps sec 112
Tableau 27: erreur sur la concentration moyenne en MES induite par la méthode d'échantillonnage des eaux de temps sec employée pour les micropolluants 113
Tableau 28: erreur sur la concentration moyenne induite par l'échantillonnage des eaux de ruissellement à pas de temps fixe 115
Tableau 29 : volumes non échantillonnés en début et en fin de pluie 117
Tableau 30 : estimation de l'erreur sur les concentrations moyennes mesurées par temps de pluie à l'exutoire liée à la perte d'information en début et en fin d'événement 118

Tableau 31 : estimation de l'incertitude due à l'erreur de prélèvement pour un échantillon moyen collecté à l'exutoire....120
Tableau 32: incertitude de prélèvement et d'analyse sur les concentrations moyenne mesurées au cours d'une pluie à l'exutoire et sur les concentrations moyennes horaires mesurées par temps sec....121
Tableau 33: estimation de l'incertitude au seuil de confiance de 95% sur la concentration en MES, MVS, DCO et DBO5 ((Cmesuré-Créel)/Créel), induite par chaque type d'erreur125
Tableau 34: estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95% (Cmesuré-Créel)/Créel sur la concentration moyenne en MES, MVS, DCO et DBO5 au cours d'un événement....125
Tableau 35: estimation de l'incertitude au seuil de confiance de 95% sur les concentrations en micropolluants (Cmesuré-Créel)/Créel, induite par chaque type d'erreur....125
Tableau 36: estimation de l'incertitude globale au seuil de confiance de 95% (Cmesuré-Créel)/Créel sur les concentrations moyennes en micropolluants au cours d'un événement....125
Tableau 37 : estimation de l'incertitude sur le calcul de la vitesse moyenne....133
Tableau 38: résultats des mesures de débit par traçage....136
Tableau 39: valeurs retenues pour loes incertitudes de mesure de la pluviométrie, des débits et des volumes....137
Tableau 40 : critères à respecter lors du choix et de l'installation d'un préleveur automatique....142
Tableau 41: Le bassin versant du Marais : "Carte d'identité"....142
Tableau 42: synthèse du dispositif expérimental....143
Tableau 43: Protocoles d'analyses....143
Tableau 44: principales sources d'incertitude, dans le cas du Marais....144
Tableau 45: production d'eaux usées domestiques par type d'usage, d'après [Butler et al. ; 95] (moyenne des deux enquêtes à Malte et en UK)....150
Tableau 46: production de solides et de matières organiques par les différents rejets d'eau usées domestiques (références : [1] = études menées aux USA, citée dans [Butler et al. ; 95] ; [2] = études françaises, citées dans [Durand et Golicheff ; 78])....151
Tableau 47: concentration métalliques dans l'eau potable prélevée dans les habitations....153
Tableau 48 : synthèse biliographiques des volumes, concentration et flux d'eaux usées de temps sec ([x]=référence, voir Tableau 49)....155
Tableau 49 : liste des références et caractéristiques des sites de mesure....156
Tableau 50: granulométrie, densité et teneurs en matière organique des solides en suspension dans les eaux usées de temps sec....160
Tableau 51 : vitesse de chute médiane V50 des eaux usées de temps sec....160
Tableau 52 : concentrations dans l'eau de pluie....162
Tableau 53 : taux de retombées sèches (µg/m2/jour) d'après [Revitt; 90]....164
Tableau 54 : charge de matière oxydable et de métaux déposées sur la voirie, et teneurs dans les sédiments....167
Tableau 55: teneur en métaux dans les sédiments de granulométrie supérieure et inférieure à 250 µm....168
Tableau 56 : concentration moyenne à l'échelle de l'événement pluvieux des eaux de ruissellement de toiture (ND = non détecté)....176
Tableau 57 : pourcentages de métaux sous forme particulaire....182

Tableau 58: concentrations moyennes par événement pluvieux en métaux lourds et hydrocarbures (plage de valeur mesurées et / ou (.) moyenne des valeurs) 185
Tableau 59: concentrations moyenne par événement pluvieux de MES et de matière oxydable (plage de valeurs mesurées ou (.) moyenne des valeurs)..... 186
Tableau 60 : concentrations moyennes des eaux de ruissellement de chaussée en fonction du mode d'occupation du sol..... 187
Tableau 61: pourcentage de métaux liés aux particules..... 189
Tableau 62 : teneurs en métaux et hydrocarbures dans les MES du ruissellement de chaussée 190
Tableau 63: concentrations métalliques en fonction de la granulométrie (d'après [Xanthopoulos et Hahn ; 90])..... 191
Tableau 64: concentration des eaux de ruissellement à l'exutoire de petits bassins versants (x - x: plage de valeurs mesurées, (x) moyenne par site, [x] médiane) 193
Tableau 65 : ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux (x -x = plage de variation, (x) = moyenne), en mg / l..... 196
Tableau 66: domaine de variation des masses polluantes générées par les eaux pluviales unitaires à l'échelle annuelle (kg / ha) 198
Tableau 67: proportion de pollution liée aux particules, selon [Chebbo; 92] 198
Tableau 68: teneurs en métaux lourds des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires, d'après [Michelbach et al.; 92]..... 199
Tableau 69: estimation des teneurs en DCO et en DBO5 des particules en suspension dans les effluents unitaires (à partir des données de [Saget ; 94] et de [Chebbo ; 92]) 200
Tableau 70 et Figure 38 : caractérisation des courbes M(V) selon [Bertrand Krajewski et al.; 98]..... 204
Tableau 71: récapitulatif des trois campagnes de temps sec..... 214
Tableau 72: masses polluantes journalières, par mètre de caniveau, des eaux de nettoyage de voirie et comparaison avec des données bibliographiques concernant le stock sur la voirie..... 216
Tableau 73: masse polluante journalière apportée dans le réseau d'assainissement par les eaux de nettoyage de voirie de l'ensemble du bassin versant du Marais 217
Tableau 74: proportion de DCO et de DBO5 liée aux particules dans les eaux de nettoyage217
Tableau 75: teneur en matière organique des particules de nettoyage de voirie et comparaison avec les teneurs citées dans la bibliographie pour le sédiment de la voirie 218
Tableau 76: teneur en métaux et hydrocarbures des particules de nettoyage de voirie et comparaison avec des données bibliographiques concernant les teneurs dans les sédiment de voirie 219
Tableau 77: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie..... 219
Tableau 78: concentrations et flux moyens journaliers des eaux usées (les valeurs en italiques pour les MES et MVS sont obtenues après correction de la surestimation systématiques des concentrations)..... 222
Tableau 79 volume des différents types d'eaux de temps sec, en moyenne sur chacune des quatre campagnes de mesure 225
Tableau 80: écart entre les charges polluantes mesurées le week-end et celles mesurées en moyenne durant les jours de semaine..... 226

Tableau 81: diminution des charges polluantes journalières moyennes en janvier 97, juillet 97 et juillet 96 par rapport à mars 97 227
Tableau 82: comparaison entre le déficit observé et l'estimation des flux issus du nettoyage de voirie....228
Tableau 83: proportion de pollution liée aux particules dans les eaux de temps sec 231
Tableau 84: teneurs en matière organique des particules en suspension dans les eaux de temps sec (valeur mesurée et valeur corrigée en tenant compte d'une surestimation de 14% des concentrations de MES) 232
Tableau 85: teneurs en métaux et en hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais....233
Tableau 86: vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais....234
Tableau 87 : méthodologie suivie pour l'anlyse des phénomènes en jeu durant le cycle journalier des eaux de temps sec....246
Tableau 88: nombre d'événements pluvieux par site 261
Tableau 89: caractéristiques des événements pluvieux pour les paramètres globaux 261
Tableau 90:période de retour des intensités maximales sur 5 et 20 mn à Paris Montsouris ..261
Tableau 91 : ordre de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5, en moyenne sur l'événement pluvieux et pour les trois types d'eaux de ruissellement 268
Tableau 92: ordre de grandeur des masses de MES, MVS, DCO, DBO5, par événement pluvieux et par unité de surface, pour les trois types d'eaux de ruissellement....268
Tableau 93: concentrations limites pour les rejets moyens journaliers des STEP (directive européenne n°91/271)....269
Tableau 94 : ordre de grandeur des concentrations en métaux et hydrocarbures, en moyenne sur l'événement pluvieux et pour les trois types d'eaux de ruissellement 270
Tableau 95: ordre de grandeur des masse de métaux et d'hydrocarbures, par événement pluvieux et par unité de surface, pour les trois types d'eaux de ruissellement....270
Tableau 96 : concentrations maximales en Cd, Cu, Pb et Zn pour une eau de qualité 2 et pour les rejets des installations classées....272
Tableau 97: coefficients de corrélation simple entre concentrations des eaux de ruissellement de toiture et caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures Tuile1, Tuile2, Zinc1 et Ardoise1 285
Tableau 98: coefficients de corrélation simple entre concentrations des eaux de ruissellement de toiture et caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures Tuile1, Tuile2, Zinc1 et Ardoise1 285
Tableau 99: coefficients de corrélation entre les masses par pluie et par unité de surface dans les eaux de toiture et les caractéristiques de l'événement pluvieux, pour les quatre toitures initiales 285
Tableau 100: coefficients de corrélation entre concentration des eaux de ruissellement de chaussée et caractéristiques de l'événement pluvieux....287
Tableau 101 : coefficients de corrélation entre masses par événement pluvieux et caractéristiques de l'événement pluvieux....287
Tableau 102 : proportion de DCO et de DBO5 liée sur les particules 289
Tableau 103: proportion de métaux et d'hydrocarbures liée aux particules dans les eaux de ruissellement du Marais 292
Tableau 104: teneurs en matière organique des particules transportées par les eaux de ruissellement....296

Tableau 105 : ordre de grandeur des teneurs en métaux et en hydrocarbures des particules transportées par les eaux de ruissellement du Marais 300
Tableau 106: rappel des données bibliographiques concernant les teneurs en métaux et hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de toitures et de chaussées 300
Tableau 107: teneurs maximales en métaux lourds pour l'utilisation agricole des boues, selon la norme NF U44-041 301
Tableau 108 et Figure 92: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée 304
Tableau 109 : vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée 308
Tableau 110: masses de MES et concentration moyenne par événements pluvieux des eaux de ruissellement de chaussées, dans le cas des séries de pluies successives 316
Tableau 111: pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes 323
Tableau 112 : caractéristiques des pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes 323
Tableau 113: nombre de pluies étudiées à l'exutoire du bassin versant, en fpour chaque type d'analyse 332
Tableau 114: caractéristiques des événements pluvieux pour les paramètres globaux 332
Tableau 115 : concentration et flux de MES, MVS, DCO et DBO5 à l'exutoire du bassin versant, à l'échelle de l'événement pluvieux 334
Tableau 116 : rappel des données bibliographiques sur les concentrations moyennes par événement, en métaux et hydrocarbures, à l'exutoire des réseau unitaires. ((x) = moyenne sur l'ensemble des événements d'une campagne de mesure) 335
Tableau 117 : rappel des concentrations et flux journaliers des eaux de temps sec 335
Tableau 118 : concentration et flux de métaux et d'hydrocarbures à l'exutoire du bassin versant, à l'échelle de l'événement pluvieux 336
Tableau 119 : rappel des données bibliographiques sur les concentrations moyennes par événement, en métaux et hydrocarbures, à l'exutoire des réseau unitaires. ((x) = moyenne sur l'ensemble des événements d'une campagne de mesure) 337
Tableau 120 : rappel des concentrations et flux journaliers de métaux et hydrocarbures des eaux de temps sec 337
Tableau 121: pourcentage de pollution liée aux particules, en moyenne sur l'événement pluvieux 340
Tableau 122: teneur en matière organique des particules en suspension dans les eaux unitaires de temps de pluie 341
Tableau 123: teneur en métaux et hydrocarbures des particules en suspension dans les eaux unitaires de temps de pluie 342
Tableau 124: rappel des teneurs dans les effluents de temps sec du Marais et de la teneur maximale autorisée pour l'utilisation agricole des boues 342
Tableau 125: vitesses de chute des matières en suspension et des matières volatiles en suspension dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire du bassin versant 343
Tableau 126: pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes 360
Tableau 127 : caractéristiques des pluies ayant conduit aux courbes M(V) extrêmes 360
Tableau 128 : pourcentage de la pollution annuelle des eaux pluviales unitaires apporté par les eaux usées, les eaux de ruissellement et par la remise en suspension des particules en dépôt dans le réseau 379

Tableau 129 : contribution des différentes sources à la pollution des eaux pluviales unitaires, en moyenne sur 4 événements pluvieux, d'après [Krejci; 87] 381

Tableau 130 : contribution des différentes sources à la pollution métallique des eaux pluviales unitaires, d'après [LHRSP; 94] 383

Tableau 131 : caractérisitiques des événement utilisés pour le calcul des bilans en MES, MVS, DCO et DBO5.....391

Tableau 132: caractérisitiques des événement utilisés pour le calcul des bilans en métaux ..391

Tableau 133: contribution des différents types d'eaux de ruissellement à la masse polluante totale des eaux de ruissellement du bassin (le total du ruissellement représente 100%)392

Tableau 134: ordre de grandeur des flux de MES, MVS, DCO et DBO5 des eaux de ruissellement du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, et comparaison avec les valeurs mesurées à l'exutoire de réseaux séparatifs 393

Tableau 135: contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de MES, MVS, DCO et DBO5 mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%) ..395

Tableau 136 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de DCO et DBO5 dissoutes et particulaires mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%).....397

Tableau 137: coefficient de corrélation linéaire simple entre les caractéristiques des événements pluvieux et les masses générées par chaque source 399

Tableau 138 : équation de régression linéaire multiple entre les caractéristiques de la pluie et les masses générées au cours d'un événement pluvieux par les eaux usées 400

Tableau 139: équation de régression linéaire multiple entre les caractéristiques de la pluie et les masses générées au cours d'un événement pluvieux par les eaux de ruissellement et par les échanges avec le réseau 401

Tableau 140: contribution des différents types d'eaux de ruissellement à la masse polluante totale des eaux de ruissellement du bassin (le total du ruissellement représente 100%)404

Tableau 141: ordre de grandeur des flux de métaux dans les eaux de ruissellement du Marais, en moyenne sur l'événement pluvieux, et comparaison avec les valeurs mesurées à l'exutoire de réseaux séparatifs 405

Tableau 142: contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de métalliques mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%) 407

Tableau 143 : contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de métaux dissous mesurés par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant.....409

Tableau 144: contribution des eaux usées, des eaux de ruissellement et des échanges avec les stocks du réseau aux masses de métaux particulaires mesurés par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%).....410

Tableau 145 : coéfficients de corrélations simple (R) les plus significatifs entre les caractéristiques de l'événements pluvieux et les masses métalliques issues des échanges avec le réseau 411

Tableau 146: incertitude sur les masses de MES, MVS, DCO et DBO5 issues des différentes sources, du fait des incertitudes sur les concentrations 414

Tableau 147: incertitude sur les masses de métaux totaux issues des différentes sources, du fait des incertitudes sur les concentrations.....415

Tableau 148: ordres de grandeur de la contribution des eaux usées et des stocks du réseau, compte tenu d'une incertitude de ± 25% sur les flux d'eaux usées (la masse mesurée à l'exutoire représente 100%)..... 417
Tableau 149: ordre de grandeur des contributions du ruissellement et des stocks du réseau en maximisant ou en minimisant la concentration des eaux de ruissellement (la masse totale mesurée à l'exutoire représente 100%) 418
Tableau 150 : proportion de métaux dissous disparus durant le transport en réseau en fonction de la méthode d'extrapolation des données 419
Tableau 151: proportion de métaux particulaires générés lors du transfert dans le réseau, en fonction de la méthode d'extrapolation 420
Tableau 152: ordre de grandeur des contributions des eaux de ruissellement et des échanges avec le réseau, en fonction de l'hypothèse d'extrapolation (la masse mesurée à l'exutoire représente 100%)..... 420
Tableau 153 : teneurs en matière organique des particules transférées dans le réseau par temps de pluie 427
Tableau 154: biodégradabilité de la matière oxydable particulaire issue des différentes sources..... 428
Tableau 155 : répartition des solides issus des échanges avec le réseau par classes de vitesses de chute 431
Tableau 156 : caractérisitiques des quatre événements pluvieux utilisés 436
Tableau 157 : ordre de grandeur des teneurs en MVS, DCO et DBO5 des dépôts dans différents réseaux unitaires européens(minimum à maximum, ( ) moyenne, [ ] médiane) 441
Tableau 158 : ordre de grandeur posible pour la teneur en métaux lourds des particules érodées par temsp de pluie sur les stocks du réseau 454
Tableau 159: concentrations métalliques mesurées dans l'eau potable et non potable du bassin versant et valeur estimée pour les rejets d'eaux usées..... 458
Tableau 160: volume moyen journalier des eaux de temps sec du bassin versant 458
Tableau 161: masses métalliques en entrée et en sortie du réseau d'assainissement du Marais, pour une journée moyenne de temps sec 459

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : position et délimitation du bassin versant 37
Figure 2 : plan de la voirie du bassin versant et sens de circulation automobile 43
Figure 3 : plan du réseau d'assainissement et principaux sens d'écoulement 45
Figure 4 : sections types des collecteurs St Gilles (à gauche) et Vieille du Temple (à droite) . 46
Figure 5 : section type du collecteur Rivoli 46
Figure 6: type de sections les plus courantes pour les égouts élémentaires 46
Figure 7: état des dépôts dans le réseau en début d'étude 49
Figure 8: hauteurs de dépôt dans le réseau en fin d'étude (tiré de [Ahyerre, 97]) 49
Figure 9 : granulométrie des dépôts dans le collecteur Vieille du Temple 50
Figure 10 : granulométrie des dépôts dans les petites lignes 50
Figure 11: plan du bassin versant et localisation des points de mesure 59
Figure 12: équipement d'un avaloir pour l'étude des eaux de ruissellement de chaussée 63
Figure 13: équipement de l'exutoire 65
Figure 14: position de la prise d'eau par temps sec et par temps de pluie 65
Figure 15 : colonne de sédimentation CERGRENE 95 76
Figure 16: profils de concentration en MES mesurés par temps sec à l'exutoire (Ahyerre, 96) 85
Figure 17: profils verticaux des taux de MVS mesurés par temps sec à l'exutoire (Ahyerre, 96) 85
Figure 18: répartition des MES par classes de vitesses de chute 96
Figure 19: distribution des vitesses de chute 96
Figure 20: incertitude sur le pourcentage de la masse x ayant une vitesse de chute inférieure à Vx, en fonction de la valeur de la vitesse de chute 104
Figure 21: exemple de calcul de la concentration "moyenne" obtenue par prélèvement à pas de temps fixe, à partir d'un pollutogramme établi pour les eaux de ruissellement de chaussée 115
Figure 22: comparaison des lames d'eau mesurées par les deux pluviographes 127
Figure 23: comparaison des intensités maximales mesurées par les deux pluviographes 128
Figure 24 : mesure du débit à l'exutoire, position des cordes de vitesse et découpage en tranches hydrauliques 132
Figure 25 : production d'eaux usées domestiques au cours de la journée (en l/s/1000hab), d'après [Butler et al; 96] 150
Figure 26: variations journalières du débit Q d'eaux usées d'une collectivité urbaine [Degrémont; 89] 158
Figure 27: accumulation des solides sur les surfaces urbaines [Deletic et al.; 97] 169
Figure 28: aptitude au transport du sédiment de caniveau [Artières; 87] 171
Figure 29: aptitude au transport de la matière organique déposée dans le caniveau [Artières; 87] 172
Figure 30: évolution du pH des eaux de ruissellement au cours d'une pluie pour différents types de toitures [Förster; 96] 177
Figure 31: concentrations de zinc au niveau de cinq toitures au cours d'une pluie[Förster; 96] 180

Figure 32: pollutogramme de conductivité au niveau de trois toitures, d'après [Förster; 96] 182
Figure 33: valeurs du rapport cadmium dissous/cadmium particulaire au cours d'un événement pluvieux dans l'eau de pluie et dans l'eau de ruissellement de différents toits [Förster; 96b] 183
Figure 34: fréquence des événements en fonction de leur concentration moyenne en MES et en plomb (d'après [Xabthopoulos et Hahn; 93]) 188
Figure 35 : :répartition de la masse de MES au cours de l'événement à Lund et à Miljakovac [Deletic et Maksimovic; 98].....192
Figure 36: répartition des métaux par classe de vitesse de chute, d'après [Michelbach et Wörhle; 93].....201
Figure 37: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales unitaires - synthèse des données bibliographique d'après [Chebbo; 92], [Michelbach et al.; 93], [Pisano; 96].....202
Tableau 70 et Figure 38 : caractérisation des courbes M(V) selon [Bertrand Krajewski et al.; 98] 204
Figure 39: comparaison des vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de nettoyage de voirie, pour les trois sites de mesure rue Duval, rue des Rosiers et rue de Turenne 220
Figure 40: comparaison des vitesses de chute des MES et des MVS dans les eaux de nettoyage de voirie 220
Figure 41: teneur en matières volatiles des particules en fonction de leur vitesse de chute ..220
Figure 42: évolution des débits moyens journaliers entre mai 1996 et novembre 1997 224
Figure 43: comparaison des débits et des charges polluantesles jours de semaine, le samedi et le dimanche 226
Figure 44 : variabilité des flux métalliques journaliers d'une journée à une autre 226
Figure 45: flux journalier de MES, par temps sec, en fonction de la durée de temps sec précédente 229
Figure 46 : vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux de temps sec du Marais 234
Figure 47: teneur en MVS en fonction de la vitesse de chute des particules 235
Figure 48: cycle journalier des débits, concentrations et flux en MES, DCO, DBO5, pour la campagne de mars 97 236
Figure 49: cycle journalier des concentrations en MES, hydrocarbures et métaux, pour la campagne de janvier 97.....236
Figure 50: évolution du cycle journalier en fonction du jour de la semaine, campagne de mars 97.....237
Figure 51: débits et concentrations en MES moyens pour les quatre campagnes de mesure 237
Figure 52: comparaison des flux moyens en MES et en DBO5 pour les quatre campagnes de mesure 238
Figure 53: estimation des débits "hors eaux claires (Qeu+lav) , des débits d'eau de lavage de voirie (Qlav) et des débits d'eaux usées domestiques et professionnelles (Qeu) 240
Figure 54: évolution du rapport DCO/DBO5 au cours de la journée, en moyenne pour chaque campagne de mesure 241
Figure 55: évolution de la proportion de DCO liée aux particules au cours de la journée, en moyenne sur chaque campagne de mesure 242

Figure 56 : évolution de la teneur en MVS et en DCO des particules au cours de la journée, en moyenne sur chaque campagne de mesure 242
Figure 57: comparaison de la distribution des vitesses de chute pour les eaux de temps sec de la nuit, de la journée et de la soirée (distribution médiane et courbes enveloppes contenant 80% des données)..... 243
Figure 58: relations entre le débit moyen horaire et les concentrations et flux des eaux de temps sec 247
Figure 59: relation entre les flux de MES et de DCO particulaire et le débit "hors eaux claires" 248
Figure 60: relation entre le flux estimé de MES provenant des eaux usées domestiques et professionnelles et le débit estimé de ces eaux usées 249
Figure 61: relation entre flux de DCO dissoute et particulaire produits par les eaux usées domestiques et professionnelles et les débits de ces eaux..... 250
Figure 62: relation entre teneurs particulaires en MVS et en DCO et débit moyen horaire.. 250
Figure 63: évolution du rapport MES/DCOd au cours de la journée (moyenne sur chaque campagne de mesure) 251
Figure 64: relation entre le rapport MES/DCOd et le débit moyens horaires (moyenne sur chaque campagne)..... 251
Figure 65 : évolution du rapport NH4/DCOd au cours de la journée, en moyenne sur la campagne de juillet 97..... 252
Figure 66: périodes d'échantillonnage des eaux de ruissellement 259
Figure 67: distribution des pluies échantillonnées au niveau des toitures 263
Figure 68: distribution des pluies échantillonnées au niveau des six chaussées..... 264
Figure 69: distribution des pluies échantillonnées au niveau des cours béton et pavée 265
Figure 70: exemple de valeur éliminée lors de la critique des données..... 266
Figure 71: exemple de valeur éliminée lors de la critique des données..... 267
Figure 72: ordres de grandeurs des concentrations en MES et en DCO pour chacuns des onze toitures étudiées..... 274
Figure 73: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux, en zinc et en cadmium, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures..... 277
Figure 74: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en cuivre, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures 277
Figure 75: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en plomb, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures..... 278
Figure 76: ordre de grandeur des concentrations moyennes par événement pluvieux en hydrocarbures, dans les eaux de ruissellement des différents sites de toitures 278
Figure 77: ordre de grandeur des concentrations en MES et en DCO pour les différents sites de cours et chaussées 280
Figure 78: ordre de grandeur des concentrations en cuivre et en plomb des eaux de ruissellement pour les différents sites de cours et de chaussées 281
Figure 79: ordre de grandeur des concentrations en cadmium et en zinc des eaux de ruissellement pour les différents sites de cours et de chaussées 281
Figure 80: comparaison du % DCO particulaire au niveau de différents sites de mesure.... 290
Figure 81: pourcentage de matière oxydable liée aux particules, pour les onze sites de toiture 290

Figure 82 : comparaison des pourcentage de matière oxydable liée aux particules pour les différents sites de mesures.....290
Figure 83: ordre de grandeur du pourcentage de cadmium et de plomb lié aux particules, pour les différentes toitures étudiées.....293
Figure 84: ordre de grandeur du pourcentage d'hydrocarbures et de cuivre liés aux particules, pour les différentes toitures étudiées.....294
Figure 85: ordre de grandeur du pourcentage de plomb et de cuivre liés aux particules, pour les différentes cours et chaussées étudiées.....294
Figure 86: teneurs en matière organique des particules en suspension dans les eaux de ruissellemnt des onze toitures.....298
Figure 87: comparaison des teneurs en matière organique des particules pour les différents sites de mesures.....298
Figure 88: comparaison des teneurs en DCO et en MES au niveau de deux sites de toitures 299
Figure 89 : ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en zinc des particules en suspension dans les eaux de ruissellement des différentes toitures 302
Figure 90 : ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en zinc des particules en suspension dans les eaux de ruissellement des différentes toitures 302
Figure 91: ordre de grandeur des teneurs en cadmium et en cuivre pour les différents sites d'échantillonnage de cours et de chaussées 302
Tableau 108 et Figure 92: vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux de ruissellement de chaussée.....304
Figure 93: teneur en matière volatile, en fonction de la vitesse de chute des particules 306
Figure 94: relation entre vitesse de chute et concentration en MES de l'échantillon (en mg/l) 306
Figure 95: comparaison des vitesses de chute des particules transportées par les eaux de ruissellement des rues Duval (DUV), St Antoine (STA) et Marché des Blancs Manteaux (MBM), pour cinq pluies.....309
Figure 96: comparaison des vitesses de chute des particules transportées par les eaux de ruissellement des rues Turenne (TUR), Roi de Sicile (RDS), Marché des Blancs Manteaux (MBM) et Rosiers (ROS), pour six pluies. 309
Figure 97: comparaison des vitesses de chute mesurées pour les MES des eaux de ruissellement de voirie et les MES des eaux de nettoyage de voirie 310
Figure 98 : exemples de pollutogrammes pour une pluie faible (24/11/96), une pluie de forte intensité maximale en début de pluie (10/08/96) et une pluie de forte intensité maximale en milieu de pluie (06/05/97).....313
Figure 99: exemple d'évolution des teneurs en matières volatiles au cours d'une pluie.....314
Figure 100: évolution des concentrations de DCO dissoute et particulaire, et du pourcentage de DCO particulaire au cours de la pluie du 06.05/97.....315
Figure 101: pollutogrammes mesurés pour les 4 pluies successives du 21 et 22/05/97 et les 4 pluies successives du 16, 17 et 18/05/96.....317
Figure 102: relation flux-débit au cours de la pluie du 30/06/97 319
Figure 103: relation flux de MES - débit au cours de la pluie du 05/06 319
Figure 104: relations flux - débit et concentration - débit pour les quatre pluies successives du 21 et 22 mai 97.....319
Figure 105: fuseau de répartition masse/volume pour les eaux de ruissellement de chaussée (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs).....321

Figure 106 : comparaison du fuseau de courbes M(V) obtenu pour les eaux de ruissellement du Marais, avec le fuseau de courbe M(V) établi par [Saget; 94] pour les eaux pluviales à l'exutoire de réseaux séparatifs 322
Figure 107: distributions des événements pluvieux échantillonnés et de l'ensemble des événements pluvieux durant la période de mesure 333
Figure 108: comparaison des vitesses de chute mesurées par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant avec les données de la littérature 343
Figure 109 : comparaison des vitesses de chute mesurées à l'entrée du bassin de retenue de la Molette par [Chebbo; 92] et [Ruscassier; 96] et à l'exutoire du bassin versant du Marais 345
Figure 110: distribution des vitesses de chute des MES et des MVS, par temps de pluie à l'exutoire du bassin versant 346
Figure 111: teneur en MVS par classe de vitesse de chute, par temps de pluie à l'exutoire.. 346
Figure 112: V50 des effluents de temps de pluie à l'exutoire en fonction de la concentration en MES..... 347
Figure 113: proportion de particule dans chaque classe de vitesse de chute en fonction de la concentration totale en MES 348
Figure 114: exemples de pollutogrammes pour une pluie faible (27/11/96), une pluie forte (06/08/96), une pluie du matin (06/05/97), une pluie nocturne (30/06/97), et comparaison avec les concentrations des eaux usées de temps sec..... 351
Figure 115: exemple de pollutogramme de matière oxydable particulaire et dissoute et du % de matière oxydable lié aux particules 352
Figure 116: évolution du taux de MVS au cours d'une pluie forte (08/10/97) et d'une pluie faible (27/11/96)..... 353
Figure 117: relation flux-débit dans le cas de deux séries de 4 pluies successives..... 354
Figure 118: relation flux-débit dans le cas de plusieurs pics de débit successifs 354
Figure 119: évolution des concentrations en MES dans le cas de pluies successives..... 355
Figure 120: fuseau de répartition masse/volume à l'exutoire du bassin versant (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs)..... 356
Figure 121: comparaison du fuseau de courbes M(V) obtenu à l'exutoire du Marais avec le fuseau établi par [Saget ; 94] pour l'ensemble des données des bassins unitaires de la base QASTOR 357
Figure 122: répartition masse/volume à l'exutoire, en fonction de la période de la journée où se produit la pluie (courbe médiane et fuseau contenant 80% des valeurs)..... 358
Figure 123: influence de la variabilité des eaux usées sur la forme des courbes M(V), cas de la pluie du 30/06/96 359
Figure 124: comparaison des concentrations en MES et en DBO5 dans les différents types d'eaux étudiés 370
Figure 125: comparaison des concentrations en zinc et en cuivre dans les différents types d'eaux étudiés 371
Figure 126: comparaison de la proportion de DBO5 et de Zn liés aux particules dans les différents types d'eaux du Marais 371
Figure 127: comparaison des teneurs en matière volatile et en plomb des particules en suspension dans les différents types d'eaux..... 372
Figure 128: comparaison des fuseaux de courbes de distirbution des vitesses de chute dans les eaux de ruissellement de voirie et dans les effluents de temps de pluie à l'exutoire 373
Figure 129: source et transfert de pollution dans le réseau unitaire, par temps sec..... 390

Figure 130: source et transfert de pollution dans le réseau unitaire, par temps de pluie.....390
Figure 131: masse de MES provenant des eaux usées, en fonction de la durée de ruissellement (à l'exutoire) et de l'heure de début d'événement.....399
Figure 132 : relation entre la masse de MES issue des échanges avec les stocks du réseau et l'intensité maximale de la pluie ou de la durée de temps sec précédente, en fonction de la période de la journée à la quelle l'événement pluvieux a lieu.....401
Figure 133 : masse supplémentaire de MES issue du réseau, par rapport à la masse générée après une durée de temps de sec de 1 jour, en fonction de la durée de temps sec.....402
Figure 134: procédure suivie pour évaluer l'effet des incertitudes sur les concentrations dans le calcul des contributions des différentes sources.....413
Figure 135: répartition par classes de vitesses de chute des MES transitant à l'exutoire par temps de pluie et des MES issues des trois sources eaux usées, ruissellement et échanges avec le réseau (valeur médiane sur 6 événements pluvieux).....430
Figure 136: proportion de MES provenant des échanges avec les stocks du réseau dans chaque classe de vitesse de chute (valeur médiane, minimum et maximum sur 6 événements pluvieux).....432
Figure 137: calcul de la masse de MES des eaux de ruissellement en cours de transit dans le réseau au temps ti 435
Figure 138: évolution des flux de MES provenant des eaux de ruissellement et des stocks du réseau durant les pluies du 16/05/97 et du 05/08/97.....438
Figure 139: évolution des flux de MES provenant des eaux de ruissellement et des stocks du réseau durant les pluies du 06/05/97 et du 30/06/97.....439
Figure 140: contributions respectives, en moyenne, des eaux de ruissellement de toitures, de cours et de voirie au volume total et à la masse totale de MES et de zinc générés par le ruissellement au cours d'une pluie 466
Figure 141: pourcentage de pollution liée aux particules dans les eaux de ruissellement, exemples de la DBO5 et du cadmium.....466
Figure 142: plage de variation des concentrations en MES, en moyenne sur l'événement pluvieux, pour les différents sites de mesure.....468
Figure 143: répartition de la masse pollution au cours de l'événement – fuseaux des courbes établies pour le ruissellement de chaussée et pour l'exutoire du réseau 468
Figure 144: contribution des différentes sources à la masse totale de MES et de DBO5 transitée à l'exutoire du bassin au cours d'une pluie (moyenne sur 31 pluies) 470
Figure 145: contribution des différentes sources à la masse totale de cuivre véhiculée au cours d'une pluie à l'exutoire (moyenne sur 11 pluies) 470
Figure 146: illustration des pertes de zinc total et dissous et gain de zinc particulaire durant le transfert en réseau, au cours d'un événement pluvieux (valeurs moyennes sur 11 pluies).....471

NOTATIONS

Cd	cadmium total
Cdd	cadmium dissous
Cdp	cadmium particulaire
Cdp / MES	teneur en cadmium des matières en suspension
CERGRENE	Centre d'Enseignement et de Recherche pour la Gestion des Ressources Naturelles et de l'Environnement
Cu	cuivre total
Cud	cuivre dissous
Cup	cuivre particulaire
Cup / MES	teneur en cuivre des matières en suspension
D	durée de l'événement pluvieux
Druiss	durée du ruissellement à l'exutoire
DBO5	demande biochimique en oxygène
DBO5d	demande biochimique en oxygène de la phase dissoute
DBO5p	demande biochimique en oxygène de la phase particulaire
DBO5p / MES	teneur en DBO5 des matières en suspension
DCO	demande chimique en oxygène
DCOd	demande chimique en oxygène de la phase dissoute
DCOp	demande chimique en oxygène de la phase particulaire
DCOp / MES	teneur en DCO des matières en suspension
DTS	durée de temps sec précédent l'événement pluvieux
Ec	energie cinétique des gouttes de pluie
g / hab / j	grammes par habitant et par jour
ha	hectare
hab.	habitant
Hc	hydrocarbures totaux
Hcd	hydrocarbures dissous
Hcp	hydrocarbures particulaires
HD	Heure de début de pluie (heure légale)
Htot	hauteur précipitée totale
Imax	intensité de pluie maximale, calculée sur la durée de remplissage d'un auget correspondant à 0.2 mm de pluie
Imax5	intensité maximale de pluie sur 5 minutes
Imax20	intensité maximale de pluie sur 20 minutes
Imoy	intensité de pluie moyenne
kg / hab / j	kilogrammes par habitants et par jours
l / hab / j	litres par habitant et par jour

LABAM	Laboratoire de Bioélectrochimie et d'Analyse du Milieu
MBM	rue du Marché des Blancs Manteaux
MES	matières en suspension
MVS	matières volatiles en suspension
MVS / MES	teneur en matières volatiles des matières en suspension
Pb	plomb total
Pbd	plomb dissous
Pbp	plomb particulaire
Pbp / MES	teneur en plomb des matières en suspension
PIREN	Programme Interdisciplinaire de Recherche en Environnement
Qmax	débit maximal au cours de l'événement
Qmoy	débit moyen au cours de l'événement
R	coefficient de corrélation simple
R^2	coefficient de détermination
RdS	rue du Roi de Sicile
RUTP	rejets urbains de temps de pluie
SIAAP	Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne
STA	rue Saint Antoine
V50	vitesse de chute médiane = vitesse de chute non dépassée par 50% de la masse de particules
V80	vitesse de chute non dépassée par 80% de la masse de particules
Vc	vitesse de chute
Vruiss	volume de ruissellement, mesuré à l'exutoire
Vtot	volume total au cours de l'événement
Vx	vitesse de chute non dépassée par x% de la masse de particules
Zn	zinc total
Znd	zinc dissous
Znp	zinc particulaire
Znp / MES	teneur en zinc des matières en suspension

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Contexte expérimental

Annexe 1.1. - Vues des toitures expérimentales

Annexe 1.2. – Vues de la voirie du Marais

Annexe 1.3. – Vues du réseau d'assainissement du Marais

Annexe 1.4. – Système de prélèvement des eaux de ruissellement de toiture

Annexe 1.5. – Système de prélèvement des eaux de ruissellement de chaussée

Annexe 1.6. – Système de prélèvement des eaux de ruissellement des cours

Annexe 2. Caractérisation des eaux de temps sec du bassin versant du Marais

Annexe 2.1. – Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Annexe 2.2. – Canpagne d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Annexe 2.4. – Analyse des phénomènes en jeu par temps sec

Annexe 3. Caractérisation des eaux de ruissellement du Marais et des eaux de temps de pluie à l'exutoire

Annexe 3.1. – Critique des données de concentration moyenne par événement pluvieux

Annexe 3.2. – Concentrations des eaux pluviales du Marais

Annexe 3.3. – Pourcentage de pollution liée aux particules dans les eaux pluviales du Marais

Annexe 3.4. – Teneurs en polluants des MES des eaux pluviales du Marais

Annexe 3.5. – Variabilité des concentrations des eaux de ruissellement en fonction du site d'échantillonnage

Annexe 3.6. – Variabilité des caractérisitques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Annexe 3.7. – Vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

Annexe 3.8. – Répartition de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée au cours de l'événement pluvieux

Annexe 3.9. – Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant

Annexe 4. Incertitudes sur les concentrations moyennes mesurées au cours d'un événement pluvieux

ANNEXE 1

CONTEXTE EXPERIMENTAL

Annexe 1.1. - Vues des toitures expérimentales
Toits en ardoise

Toiture Ardoise 4

Toiture Ardoise 1

Toiture Ardoise 2

Toiture Ardoise 3

Toiture Ardoise Z

Annexe 1.1. - Vues des toitures expérimentales
Toits en tuile

Toiture Tuile 1
(tuile mécanique)

Toiture Tuile 2
(tuile plate et zinc)

Toiture Tuile 3
(tuile plate)

Annexe 1.1. - Vues des toitures expérimentales
Toits en zinc

Toiture Zinc 1

Toiture Zinc 2

Toiture Zinc 3

Annexe 1.2. - Vues de la voirie du Marais

Rue des Rosiers

Rue Marché des Blancs Manteaux

Rue Vieille du Temple

Annexe 1.2. - Vues de la voirie du Marais

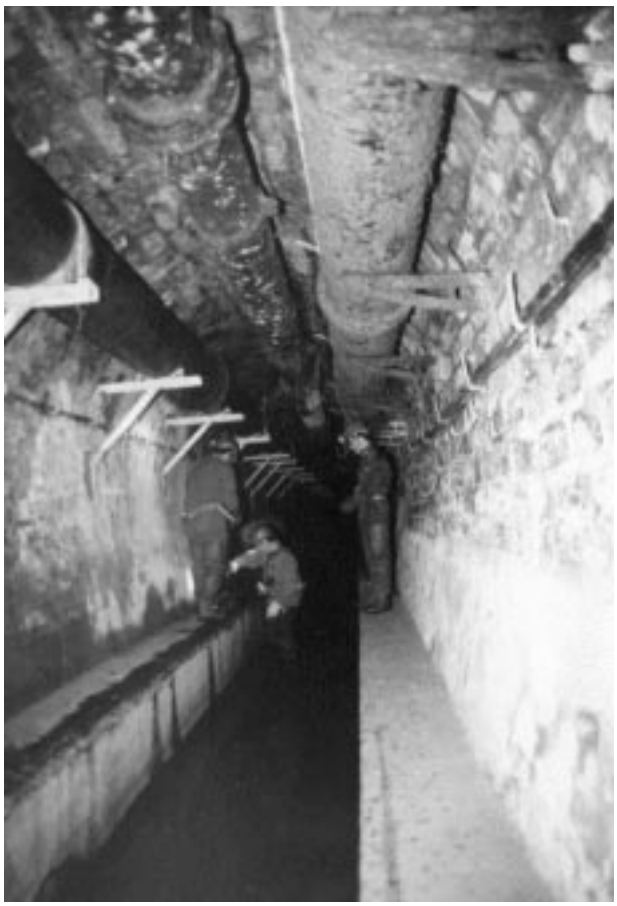
Rue Duval

Rue du Roi de Sicile

Rue de Turenne

Rue St Antoine

Annexe 1.3. - Vues du réseau d'assainissement du Marais



Collecteur Rivoli
(photo M. Seidl)

Collecteur Vieille du Temple
(Photo M. Seidl)

Annexe 1.4. - Système de prélèvement des eaux de ruissellement de toiture

Collecte des eaux de ruissellement, toiture Tuile 2

Collecte des eaux de ruissellement, toiture Zinc 1

Collecte des eaux de ruissellement, toiture Ardoise 1

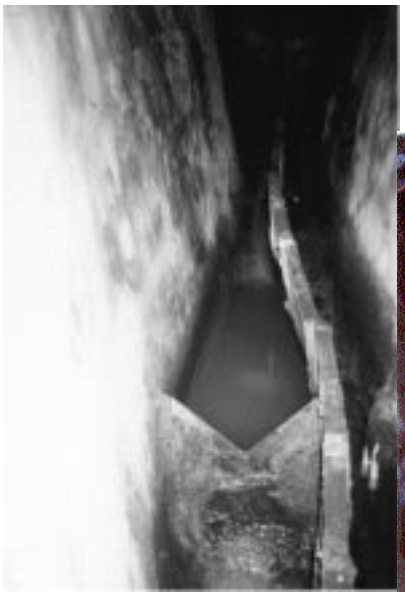
Annexe 1.5. - Système de prélèvement des eaux de ruissellement de chaussée

Canalisation des eaux de ruissellement, mesure du débit et prélèvement, avaloir «Duval », drainant les rues Duval et Roi de Sicile

Avaloir «Vieille du Temple », drainant les rues Rosiers et Marché des Blancs Manteaux

Annexe 1.5. - Système de prélèvement des eaux de ruissellement de chaussée

Mesure du débit par déversoir triangulaire et système de prélèvement, avaloir « Turenne », drainant les rues Turenne et St Antoine



Annexe 1.6. – Système de prélèvement des eaux de ruissellement des cours

Cour Cpavé, école Turenne

ANNEXE 2

CARACTERISATION DES EAUX DE TEMPS SEC DU BASSIN VERSANT DU MARAIS

Annexe 2.1. - Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Volume et concentrations des effluents de nettoyage de voirie						
	mercredi	jeudi	mardi	mercredi	jeudi	mercredi
Volume d'eau (l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	609	1396	2900	1450	412	412
Rosiers	896	-	1876	1639	2180	761
St Antoine	-	1373	1421	2270	1114	1886
MES (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	33.4	84.0	15.3	62.9	29.3	260.1
Rosiers	98.0	-	56.3	125.8	49.0	168.0
St Antoine	-	138.0	171.8	457.0	156.8	95.1
MVS (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	18.0	35.0	9.9	37.9	14.5	124.8
Rosiers	53.5	-	30.9	59.8	28.3	106.5
St Antoine	-	86.0	108.8	121.5	57.5	45.5
DCO (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	67.0	83.6	36.5		46.1	240.8
Rosiers	179.0	-	71.7	235.0	95.1	316.2
St Antoine	-	260.0	307.5	395.2	181.3	128.3
DBO5 (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	14.0	16.9	6.9		11.0	52.1
Rosiers	61.6	-	19.5	72.7	36.0	105.2
St Antoine	-	119.0	119.4	98.4	72.7	52.0
DCOp (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	39.5	66.0	16.1		19.4	185.4
Rosiers	103.8	-	40.9	119.9	40.9	221.3
St Antoine	-	153.4	187.6	256.9	103.3	78.3
DBO5p (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	7.7	10.8	2.8		3.5	33.9
Rosiers	28.3	-	10.3	28.4	14.0	60.0
St Antoine	-	75.0	54.9	42.3	34.2	26.0
DCOd (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	27.5	17.6	20.4		26.7	55.4
Rosiers	75.2	-	30.8	115.2	54.2	94.9
St Antoine	-	106.6	119.9	138.3	78.0	50.0
DBO5d (mg/l)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	6.3	6.1	4.1		7.5	18.2
Rosiers	33.3	-	9.2	44.3	22.0	45.2
St Antoine	-	44.0	64.5	56.1	38.5	26.0

Annexe 2.1. - Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Production par metre linéaire de caniveau nettoyé						
	mercredi	jeudi	mardi	mercredi	jeudi	mercredi
MES (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.51	3.03	1.13	2.33	0.31	2.75
Rosiers	1.35	-	1.63	3.17	1.64	1.97
St Antoine	-	1.30	1.67	7.11	1.20	1.23
MVS (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.28	1.26	0.74	1.41	0.15	1.31
Rosiers	0.74	-	0.89	1.51	0.95	1.25
St Antoine	-	0.81	1.06	1.89	0.44	0.59
DCO (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	1.05	3.00	2.72	-	0.49	2.54
Rosiers	2.48	-	2.06	5.92	3.18	3.71
St Antoine	-	2.45	2.99	6.14	1.38	1.66
DBO5 (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.23	0.62	0.51	-	0.13	0.54
Rosiers	0.85	-	0.57	1.83	1.22	1.23
St Antoine	-	1.12	1.16	1.53	0.55	0.67
DCOd (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.44	0.64	1.51	-	0.28	0.59
Rosiers	1.03	-	0.89	2.89	1.82	1.09
St Antoine	-	1.01	1.16	2.14	0.60	0.64
DBO5d (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.10	0.21	0.31	-	0.08	0.21
Rosiers	0.46	-	0.26	1.12	0.74	0.54
St Antoine	-	0.41	0.63	0.87	0.29	0.34
DCOp (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.62	2.36	1.21	-	0.21	1.95
Rosiers	1.45	-	0.89	3.03	1.37	2.62
St Antoine	-	1.44	1.84	4.00	0.79	1.02
DBO5p (g/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.13	0.41	0.21	-	0.05	0.33
Rosiers	0.38	-	0.31	0.71	0.48	0.69
St Antoine	-	0.71	0.53	0.66	0.26	0.34

Annexe 2.1. - Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Production par mètre linéaire de caniveau						
	mercredi	**jeudi**	**mardi**	**mercredi**	**jeudi**	**mercredi**
Cd (µg/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	1.1	7.2	14.9	1.5	2.5	9.1
Rosiers	1.9	-	2.6	12.9	1.8	3.2
St Antoine	-	1.9	0.9	4.8	3.4	2.1
Cu (mg/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.2	1.0	0.6	0.5	0.4	1.1
Rosiers	0.7	-	0.7	2.1	0.5	0.7
St Antoine	-	0.4	0.5	1.6	0.7	0.3
Pb (mg/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.9	12.4	10.1	0.9	1.1	5.1
Rosiers	1.0	-	0.8	4.5	0.6	1.5
St Antoine	-	0.7	1.0	3.5	4.1	0.4
Zn (mg/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	3.3	7.3	11.4	7.9	1.9	8.1
Rosiers	4.1	-	4.6	9.3	1.7	4.5
St Antoine	-	1.9	2.3	8.5	4.8	2.0
Hc (mg/m)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	12.7	8.6	23.0	26.8	13.3	8.6
Rosiers	21.0	-	6.2	10.2	8.2	13.3
St Antoine	-	7.1	27.9	20.7	20.9	1.8

Annexe 2.1. - Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Pourcentage de pollution oxydable liée aux particules, eaux de nettoyage de voirie						
%DCOp	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	59	79	44		42	77
Rosiers	58		57	51	43	70
St Antoine		59	61	65	57	61
%DBO5p	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	55	64	40		32	65
Rosiers	46		53	39	39	57
St Antoine		63	46	43	47	50

Teneur en matière organique des particules de nettoyage de voirie						
DCOp/MES (gO2/g)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	1.20	0.78	1.07	-	0.66	0.71
Rosiers	1.07	-	0.55	0.96	0.83	1.33
St Antoine	-	1.11	1.10	0.56	0.66	0.83
DBO5p/MES (gO2/g)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.45	0.33	0.28	-	0.33	0.25
Rosiers	0.52	-	0.34	0.47	0.50	0.56
St Antoine	-	0.87	0.50	0.35	0.59	0.57
MVS/MES (g/g)	**11/02/98**	**12/02/98**	**17/02/98**	**18/02/98**	**19/02/98**	**25/02/98**
Duval	0.54	0.41	0.64	0.60	0.49	0.48
Rosiers	0.54	-	0.55	0.48	0.58	0.63
St Antoine	-	0.62	0.63	0.27	0.37	0.48

Annexe 2.1. - Campagne d'étude des eaux de nettoyage de la voirie

Pourcentage de métaux et d'hydrocarbures liés aux particules						
	mercredi	jeudi	mardi	mercredi	jeudi	mercredi
%Cdp/Cd	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	86	95	41	76	96	99
Rosiers	93	-	65	95	90	96
St Antoine	-	44	96	99	96	94
%Cup/Cu	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	43	79	74	16	47	67
Rosiers	30	-	34	36	48	56
St Antoine	-	44	58	52	59	70
%Pbp/Pb	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	86	92	98	46	95	98
Rosiers	67	-	74	83	83	88
St Antoine	-	69	97	98	97	95
%Znp/Zn	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	67	80	80	53	84	91
Rosiers	29	-	62	65	77	77
St Antoine	-	66	87	87	87	80
%Hcp/Hc	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	100	99	68	88	96	92
Rosiers	84	-	71	92	73	64
St Antoine	-	65	79	87	65	98

Teneurs en métaux et en hydrocarbures						
	mercredi	jeudi	mardi	mercredi	jeudi	mercredi
Cdp/MES (mg/g)	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	0.002	0.002	0.005	0.000	0.009	0.003
Rosiers	0.001	-	0.000	0.001	0.002	0.002
St Antoine	-	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001
Cup/MES (mg/g)	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	0.2	0.3	0.4	0.0	0.7	0.3
Rosiers	0.1	-	0.1	0.2	0.2	0.3
St Antoine	-	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1
Pbp/MES (mg/g)	35837.0	35838.0	35843.0	35844.0	35845.0	35851.0
Duval	1.4	3.9	8.8	0.2	3.7	1.8
Rosiers	0.4	-	0.6	1.0	2.3	1.0
St Antoine	-	0.4	0.5	0.7	0.4	0.2
Znp/MES (mg/g)	35837.0	35838.0	35843.0	35844.0	35845.0	35851.0
Duval	4.3	3.0	8.2	1.7	5.8	2.7
Rosiers	0.8	-	1.0	1.8	2.4	2.8
St Antoine	-	1.0	2.6	1.2	1.2	0.8
Hcp/MES (mg/g)	11/02/98	12/02/98	17/02/98	18/02/98	19/02/98	25/02/98
Duval	18.0	2.8	12.4	13.2	33.4	3.1
Rosiers	11.7	-	9.0	5.2	7.7	0.5
St Antoine	-	3.8	4.2	1.1	5.3	11.0

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	**jul-96**					
	Débits	MES	MVS	DCO	DBO5	
Lundi	6331	923	769	2287	1127	m3/j ou kg/jour
	512	75	62	185	91	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.073	146	121	361	178	m3/s ou mg/l
Mercredi	6266	895	761	2194	1002	m3/j ou kg/jour
	506	72	62	177	81	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.073	143	121	350	160	m3/s ou mg/l
Jeudi	6790	855	711	1861	1031	m3/j ou kg/jour
	549	69	57	150	83	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.079	126	105	274	152	m3/s ou mg/l
vendredi	6252	790	666	1890	1159	m3/j ou kg/jour
	505	64	54	153	94	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.07	126	107	302	185	m3/s ou mg/l
Samedi	6618	734	601	1626	763	m3/j ou kg/jour
	535	59	49	131	62	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.077	111	91	246	115	m3/s ou mg/l
Dimanche	6066	731	626	1676	851	m3/j ou kg/jour
	490	59	51	135	69	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.070	120	103	276	140	m3/s ou mg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débits	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	6387	821	689	1922	989	masse kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.074	34	29	80	41	flux moyen kg/h
Volume/jour/hab (litre)	516	66	56	155	80	masse(g)/hab/jour
		129	108	301	155	concentration moyenne (mg/l)
moyenne sur les jours de semaine						
	Débits	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	6410	866	727	2058	1080	masse kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.074	36	30	86	45	flux moyen kg/h
Volume/jour/hab (litre)	518	70	59	166	87	masse(g)/hab/jour
		135	113	321	168	concentration moyenne (mg/l)
moyenne sur le week end						
	Débits	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	6342	732	614	1651	807	masse kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.073	31	26	69	34	flux moyen kg/h
Volume/jour/hab (litre)	513	59	50	133	65	masse(g)/hab/jour
		115	97	260	127	concentration moyenne (mg/l)

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	jan-97					
	Débits	**MES**	**MVS**	**DCO**	**DBO5**	
lundi	4319	721	617	1855	821	m3/j ou kg/jour
	349	58	50	150	66	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.050	167	143	430	190	m3/s ou mg/l
mardi	4464	781	683	1907	806	m3/j ou kg/jour
	361	63	55	154	65	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.052	175	153	427	180	m3/s ou mg/l
mercredi	4187	723	626	1861	808	m3/j ou kg/jour
	338	58	51	150	65	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.048	173	150	444	193	m3/s ou mg/l
vendredi	4658	734	627	1973	945	m3/j ou kg/jour
	376	59	51	159	76	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.054	158	135	424	203	m3/s ou mg/l
Dimanche	4393	808	700	1988	893	m3/j ou kg/jour
	355	65	57	161	72	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.051	184	159	453	203	m3/s ou mg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	4404	753	651	1917	854	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.051	31	27	80	36	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	356	61	53	155	69	flux par habitant g/hab/j
		171	148	435	194	concentration moyenne mg/l
moyenne sur les jours de semaine						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	4407	740	638	1899	845	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.051	31	27	79	35	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	356	60	52	153	68	flux par habitant g/hab/j
		168	145	431	192	concentration moyenne mg/l

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	mar-97					
	Débit	**MES**	**MVS**	**DCO**	**DBO5**	
lundi	5151	910	764	2 151	985	m3/j ou kg/jour
	416	74	62	174	80	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.060	177	148	418	191	m3/s ou mg/l
mardi	4894	948	786	2 076	1 015	m3/j ou kg/jour
	396	77	64	168	82	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.057	194	161	424	207	m3/s ou mg/l
mercredi	5303	900	793	2071	974	m3/j ou kg/jour
	429	73	64	167	79	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.061	170	149	391	184	m3/s ou mg/l
jeudi	4809	924	798	2238	1020	m3/j ou kg/jour
	389	75	65	181	82	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.056	192	166	465	212	m3/s ou mg/l
vendredi	5356	938	802	2278	1048	m3/j ou kg/jour
	433	76	65	184	85	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.062	175	150	425	196	m3/s ou mg/l
samedi	5226	842	717	1993	934	m3/j ou kg/jour
	422	68	58	161	76	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.060	161	137	381	179	m3/s ou mg/l
dimanche	4756	823	715	1971	995	m3/j ou kg/jour
	384	66	58	159	80	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.055	173	150	414	209	m3/s ou mg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	5070	898	768	2111	996	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.059	37	32	88	42	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	410	73	62	171	81	flux par habitant g/hab/j
		177	151	416	196	concentration moyenne mg/l
moyenne sur les jours de semaine						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	5102	924	789	2163	1009	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.059	38	33	90	42	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	412	75	64	175	82	flux par habitant g/hab/j
		181	155	424	198	concentration moyenne mg/l
moyenne sur le week end						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	4991	832	716	1982	965	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.058	35	30	83	40	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	403	67	58	160	78	flux par habitant g/hab/j
		167	143	397	193	concentration moyenne mg/l

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	jul-97					
	Débit	**MES**	**MVS**	**DCO**	**DBO5**	
lundi	5212	801	666	1 744	741	m3/j ou kg/jour
	421	65	54	141	60	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.060	154	128	335	142	m3/s ou mg/l
mardi	5361	775	614	1 866	844	m3/j ou kg/jour
	433	63	50	151	68	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.062	145	114	348	157	m3/s ou mg/l
dimanche	4931	596	495	1431	682	m3/j ou kg/jour
	399	48	40	116	55	l/hab/j ou g/hab/jour
	0.057	121	100	290	138	m3/s ou mg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	5168	724	591	1680	756	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.060	30	25	70	31	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	418	59	48	136	61	flux par habitant g/hab/j
		140	114	325	146	concentration moyenne mg/l
moyenne sur les jours de semaine						
	Débit	MES	MVS	DCO	DBO5	
Volume/jour (m3)	5286	788	640	1805	792	masse totale kg/jour
Débit moyen (m3/s)	0.061	33	27	75	33	flux moyen horaire kg/h
Volume/jour/hab (litre)	427	64	52	146	64	flux par habitant g/hab/j
		149	121	341	150	concentration moyenne mg/l

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	jan-97					
	Volume	**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**	
lundi	4319	0.75	365	28	852	m3/jour ou g/jour
	349	0.06	29	2.3	69	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.050	0.17	84	6.5	197	m3/s ou µg/l
mardi	4464	1.39	313	41	778	m3/jour ou g/jour
	361	0.11	25	3.3	63	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.052	0.31	70	9	174	m3/s ou µg/l
mercredi	4187	0.53	340	38	719	m3/jour ou g/jour
	338	0.04	27	3.1	58	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.048	0.13	81	9	172	m3/s ou µg/l
vendredi	4658	1.56	365	41	1038	m3/jour ou g/jour
	376	0.13	29	3.3	84	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.054	0.33	78	9	223	m3/s ou µg/l
Dimanche	4393	0.69	305	43	629	m3/jour ou g/jour
	355	0.06	25	3.4	51	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.051	0.16	70	10	143	m3/s ou µg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débit	Cd	Cu	Pb	Zn	
Volume/jour	4404	0.98	338	38	803	masse totale g/jour
Débit moyen	0.051	0.0	14	2	33	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	356	0.1	27	3	65	flux par habitant mg/hab/j
		0.2	77	9	182	concentration moyenne µg/
moyenne sur les jours de semaine						
	Débit	Cd	Cu	Pb	Zn	
Volume m3/jou	4407	1.1	346	37	847	masse totale g/jour
Q moyen m3/s	0.051	0.0	14	2	35	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	356	0.1	28	3	68	flux par habitant mg/hab/j
		0.2	78	8	192	concentration moyenne µg/

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	mar-97					
Total						
	Volume total	**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**	
lundi	5151	1.59	348	74	911	m3/jour ou g/jour
	416	0.13	28	6	74	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.060	0.31	67	14	177	m3/s ou µg/l
mardi	4894	2.66	401	48	790	m3/jour ou g/jour
	396	0.21	32	4	64	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.057	0.52	78	9	153	m3/s ou µg/l
mercredi	5303	0.17	453	57	872	m3/jour ou g/jour
	429	0.01	37	5	70	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.061	0.03	85	11	164	m3/s ou µg/l
jeudi	4809	1.47	338	52	1019	m3/jour ou g/jour
	389	0.12	27	4	82	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.056	0.29	66	10	198	m3/s ou µg/l
vendredi	5356	1.58	520	106	892	m3/jour ou g/jour
	433	0.13	42	8.6	72	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.062	0.29	97	19.8	167	m3/s ou µg/l
samedi	5226	1.60	454	63	743	m3/jour ou g/jour
	422	0.13	37	5	60	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.060	0.31	87	12	142	m3/s ou µg/l
dimanche	4756	1.76	290	46	490	m3/jour ou g/jour
	384	0.14	23	4	40	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.055	0.37	61	10	103	m3/s ou µg/l
moyenne sur tous les jours						
	Débit	Cd	Cu	Pb	Zn	
Volume/jour	5071	1.5	400.4	63.8	816.7	masse totale g/jour
Débit moyen	0.059	0.1	17	3	34	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	410	0.1	32	5	66	flux par habitant mg/hab/j
		0.3	79	13	161	concentration moyenne µg/l
moyenne sur les jours de semaine						
	Débit	Cd	Cu	Pb	Zn	
Volume m3/jou	5103	1.49	411.8	67.5	896.8	masse totale g/jour
Q moyen m3/s	0.059	0.1	17	3	37	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	412	0.1	33	5	72	flux par habitant mg/hab/j
		0.3	81	13	176	concentration moyenne µg/l

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

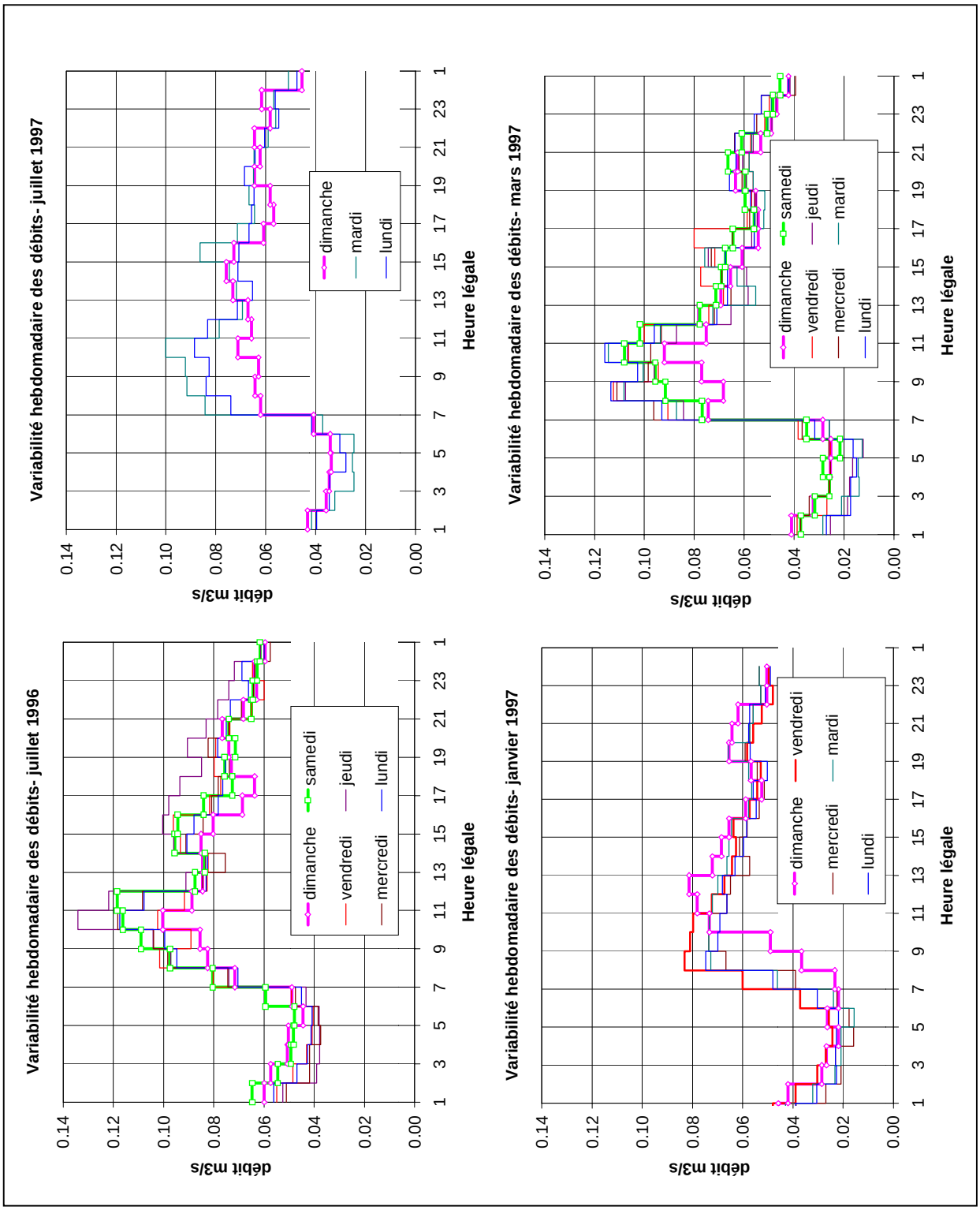
TEMPS SEC	jan-97				
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
lundi	4319	1929	92	1838	m3/jour ou g/jour
	349	156	7	149	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.050	447	21	426	m3/s ou µg/l
mardi	4464	4182	190	3992	m3/jour ou g/jour
	361	338	15	323	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.052	937	43	894	m3/s ou µg/l
mercredi	4187	1524	99	1425	m3/jour ou g/jour
	338	123	8	115	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.048	364	24	340	m3/s ou µg/l
vendredi	4658				m3/jour ou g/jour
	376				l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.054				m3/s ou µg/l
Dimanche	4393	7796	119	7677	m3/jour ou g/jour
	355	630	10	620	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.051	1774	27	1747	m3/s ou µg/l
moyenne sur tous les jours					
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
Volume/jour	4404	3857.9	124.8	3733.1	masse totale g/jour
Débit moyen	0.051	160.7	5.2	155.5	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	356	311.8	10.1	301.7	flux par habitant mg/hab/j
		876.0	28.3	847.7	concentration moyenne µg/l
moyenne sur les jours de semaine					
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
Volume m3/jou	4407	2545.3	126.8	2418.5	masse totale g/jour
Q moyen m3/s	0.051	106.1	5.3	100.8	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	356	205.7	10.2	195.5	flux par habitant mg/hab/j
		577.6	28.8	548.8	concentration moyenne µg/l

Annexe 2.2. - Campagnes d'étude des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais, données moyennes journalières

TEMPS SEC	mar-97				
Total					
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
lundi	5151	9233	491	8742	m3/jour ou g/jour
	416	746	40	707	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.060	1792	95	1697	m3/s ou µg/l
mardi	4894	5485	1514	3971	m3/jour ou g/jour
	396	443	122	321	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.057	1065	294	771	m3/s ou µg/l
mercredi	5303	2930	492	2438	m3/jour ou g/jour
	429	237	40	197	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.061	552	93	460	m3/s ou µg/l
jeudi	4809	6926	1242	5683	m3/jour ou g/jour
	389	560	100	459	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.056	1345	241	1103	m3/s ou µg/l
vendredi	5356				m3/jour ou g/jour
	433				l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.062				m3/s ou µg/l
samedi	5226	3823	1048	2775	m3/jour ou g/jour
	422	309	85	224	l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.060	732	201	531	m3/s ou µg/l
dimanche	4756				m3/jour ou g/jour
	384				l/hab/j ou mg/hab/jour
	0.055				m3/s ou µg/l
moyenne sur tous les jours					
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
Volume/jour	5071	5679	958	4722	masse totale g/jour
Débit moyen	0.059	237	40	197	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	410	459	77	382	flux par habitant mg/hab/j
		1120	189	931	concentration moyenne µg/l
moyenne sur les jours de semaine					
	Volume	**Hc total**	**Hc dissous**	**Hc particulaire**	
Volume m3/jou	5103	6143	935	5208	masse totale g/jour
Q moyen m3/s	0.059	256	39	217	flux moyen horaire g/h
Volume/jour/ha	412	497	76	421	flux par habitant mg/hab/j
		1204	183	1021	concentration moyenne µg/l

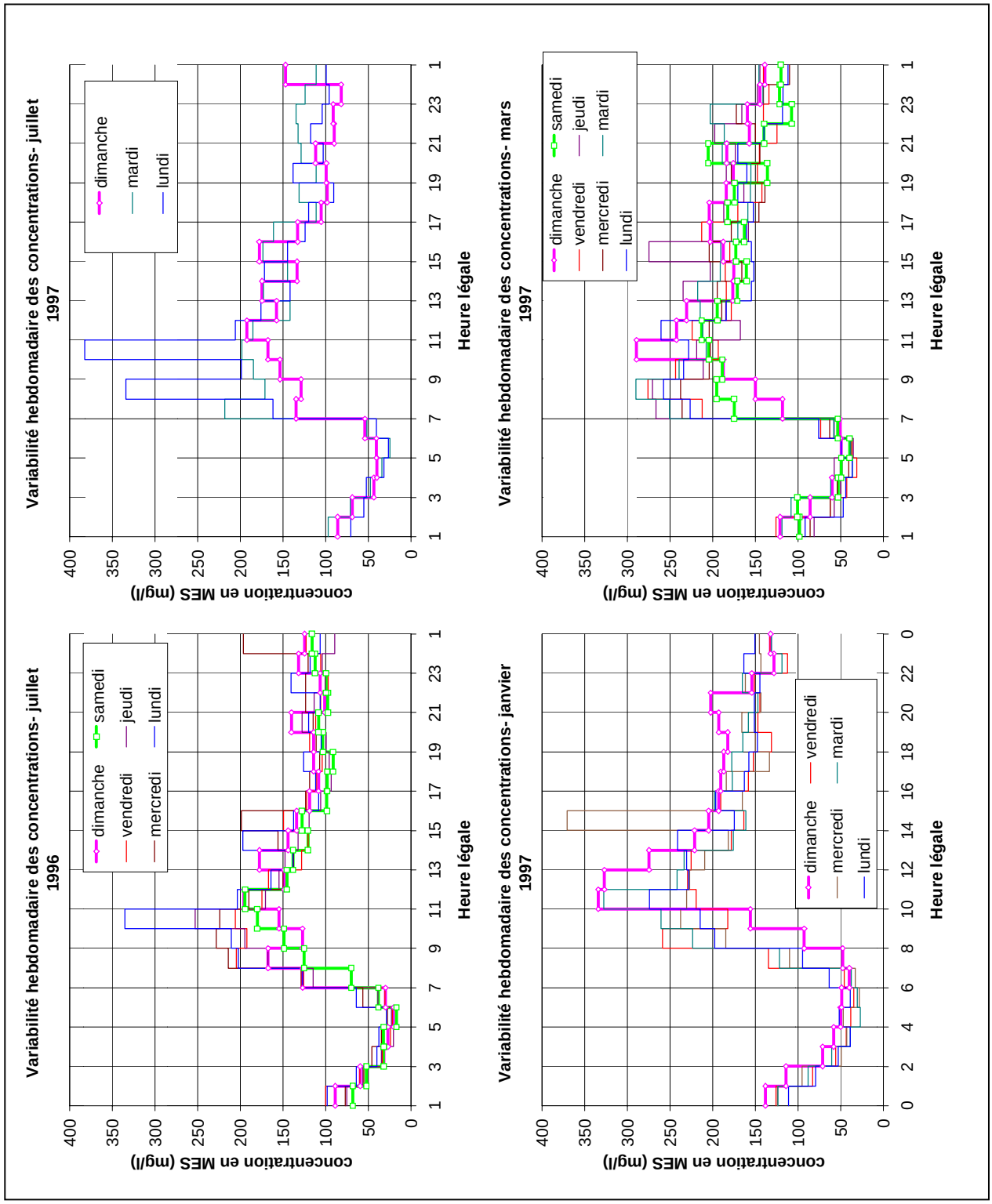
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Variabilité hebdomadaire du cycle journalier des débits



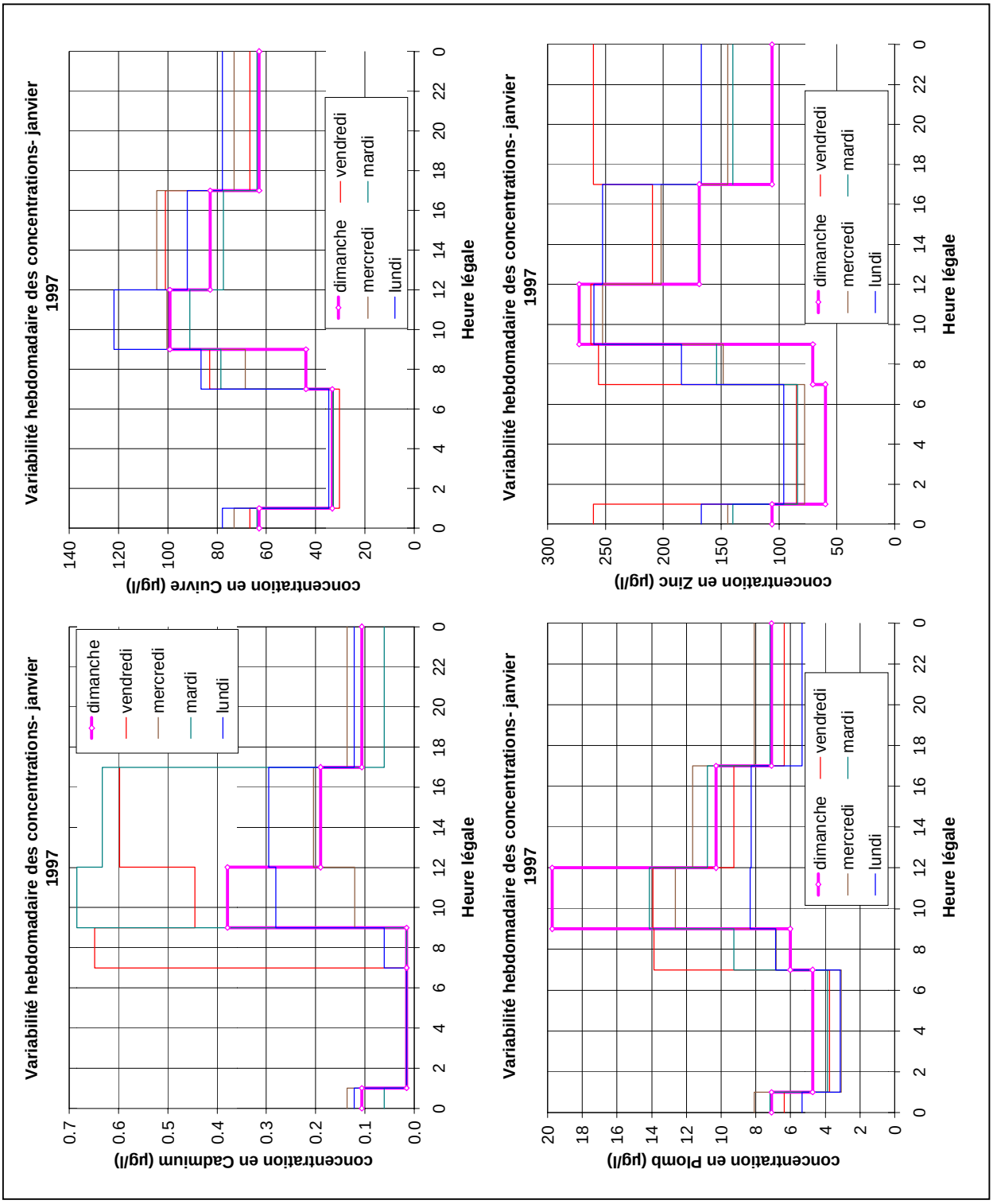
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Variabilité hebdomadaire du cycle journalier des concentrations en MES



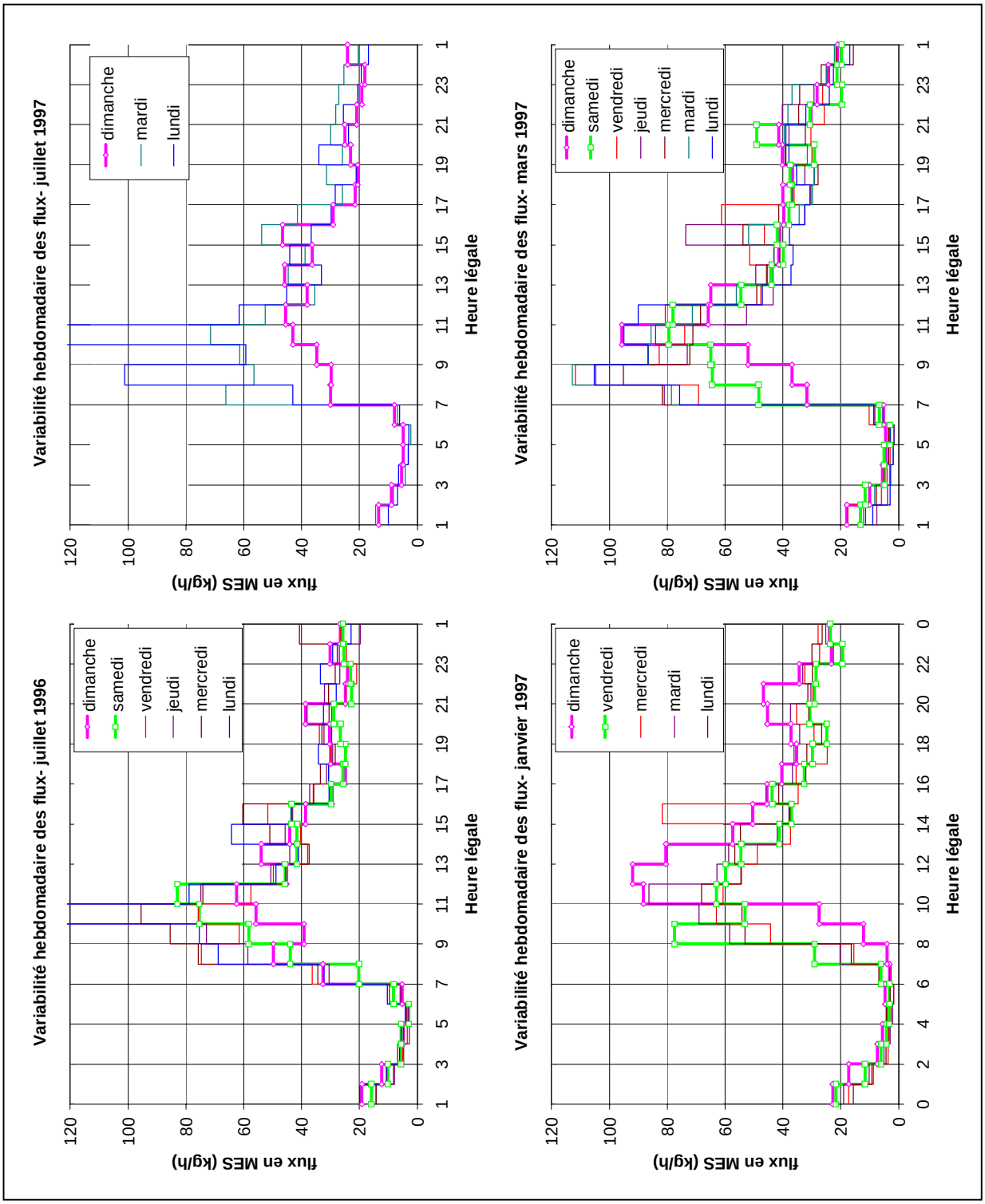
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Variabilité hebdomadaire du cycle journalier des concentrations en métaux



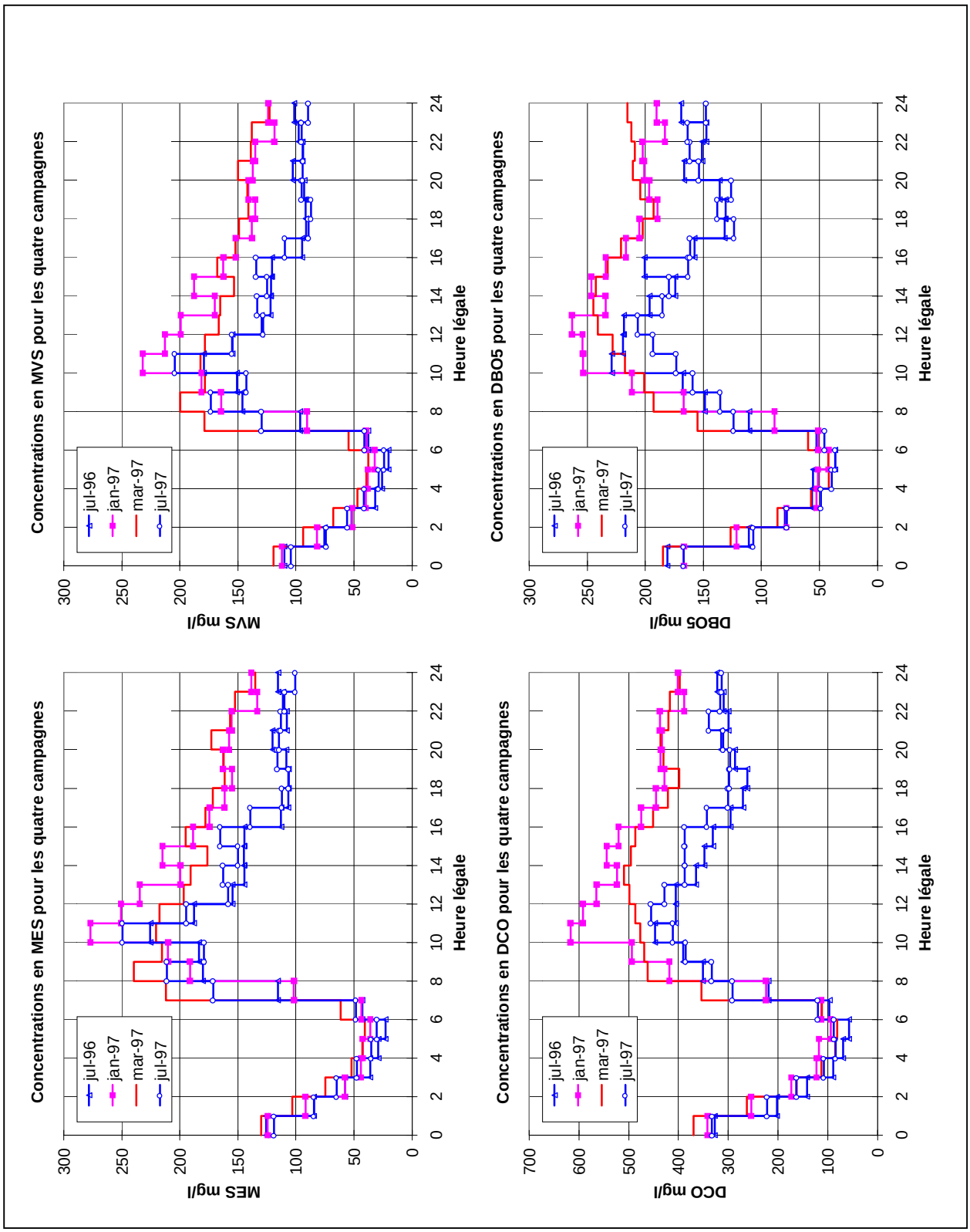
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Variabilité hebdomadaire du cycle journalier des flux de MES



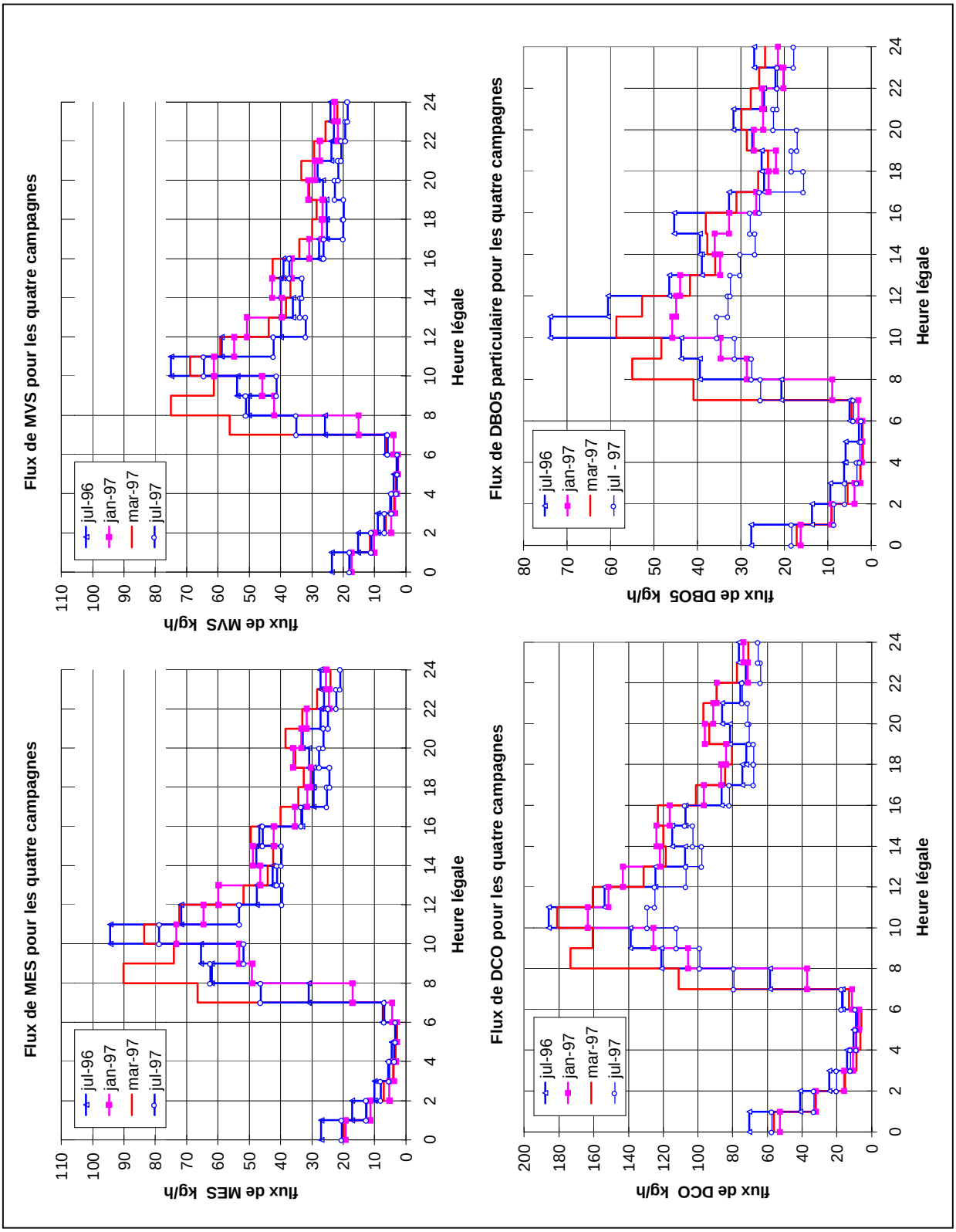
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Comparaison des cycles moyens journaliers des concentrations en MES, MVS, DCO et DBO5 pour les quatre campagnes de mesure



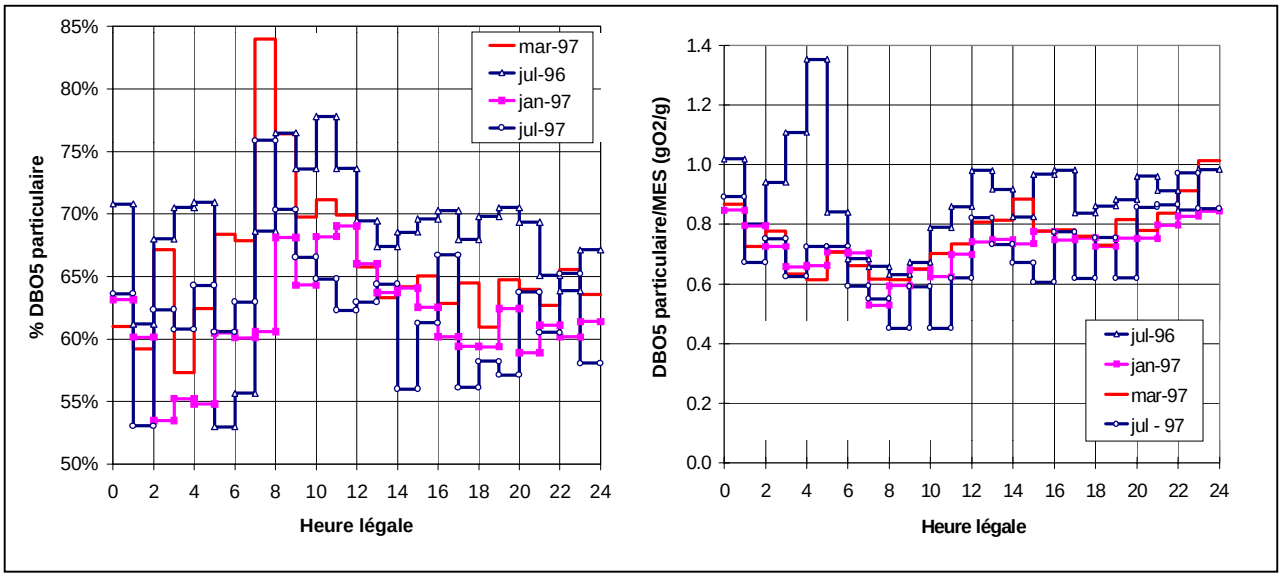
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Comparaison des cycles moyens journaliers des flux de MES, MVS, DCO et DBO5 pour les quatre campagnes de mesure



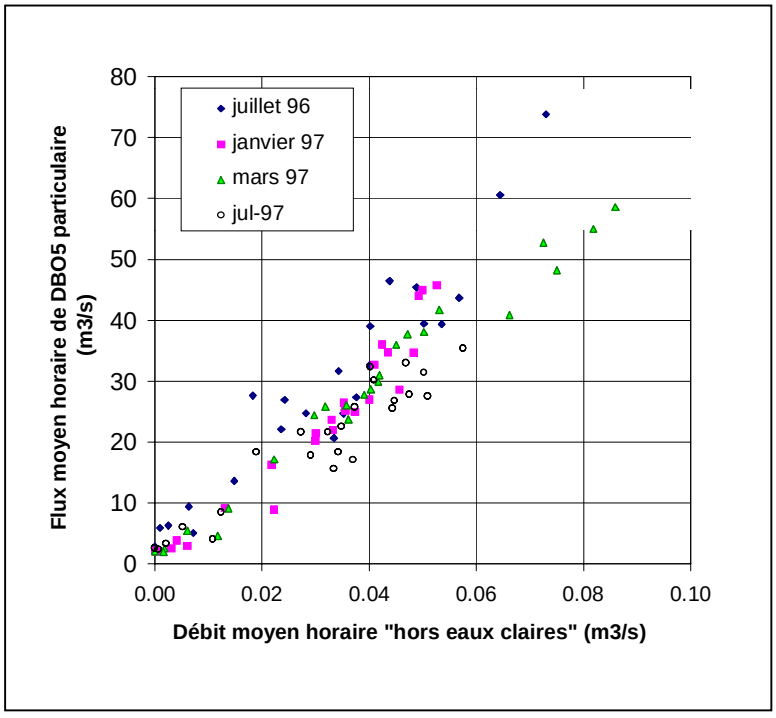
Annexe 2.3. – Evolution journalière des eaux de temps sec à l'exutoire du Marais

Cycle journalier du % de DBO5 lié au particules et de la teneur en DBO5 des particules, en moyenne sur chaque campagne de mesure

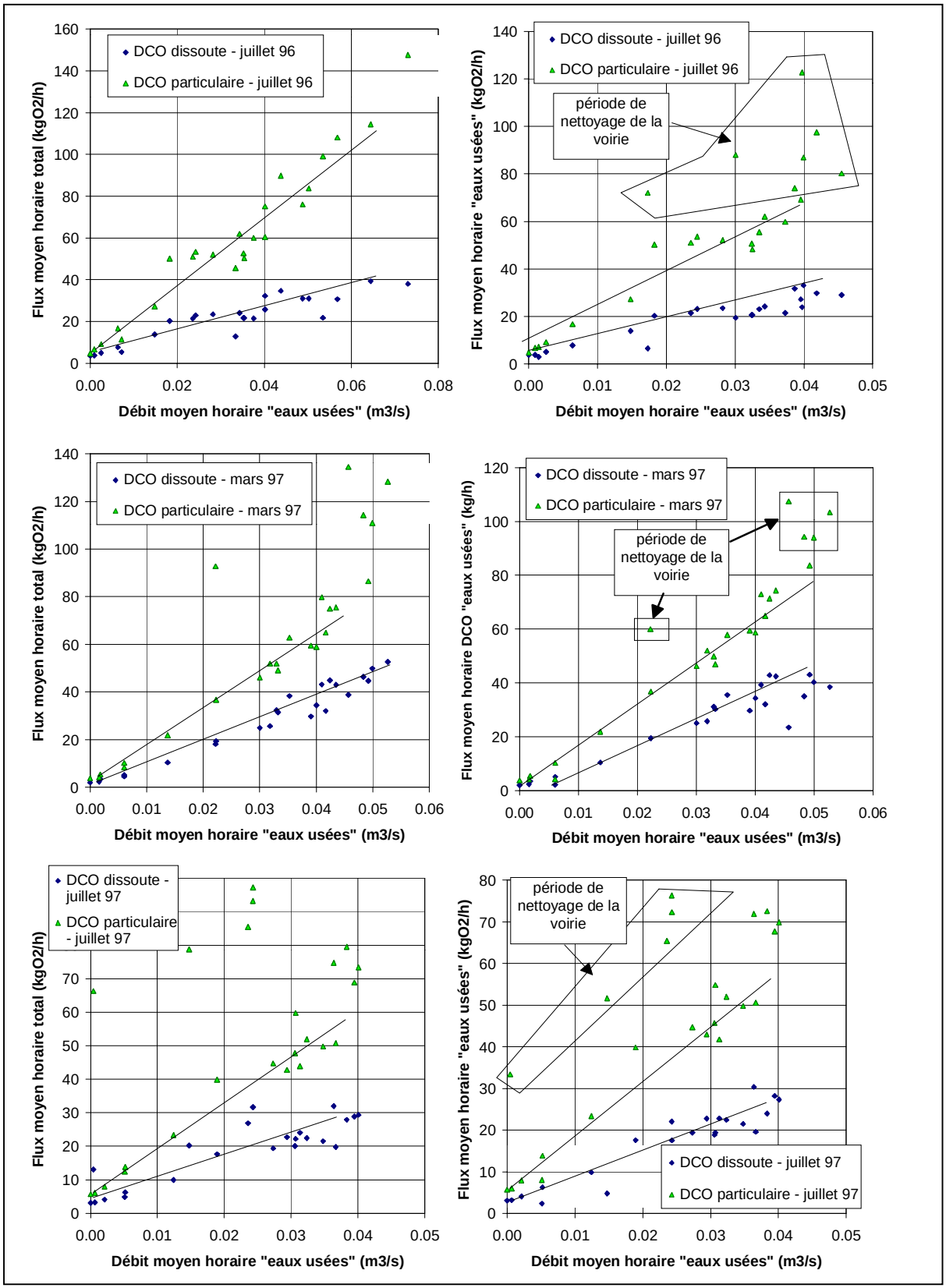


Annexe 2.4. – Analyse des phénomènes en jeu par temps sec

Relation entre le flux moyen horaire de DBO5 particulaire et le débit hors eaux claires, en moyenne sur chaque campagne de mesure

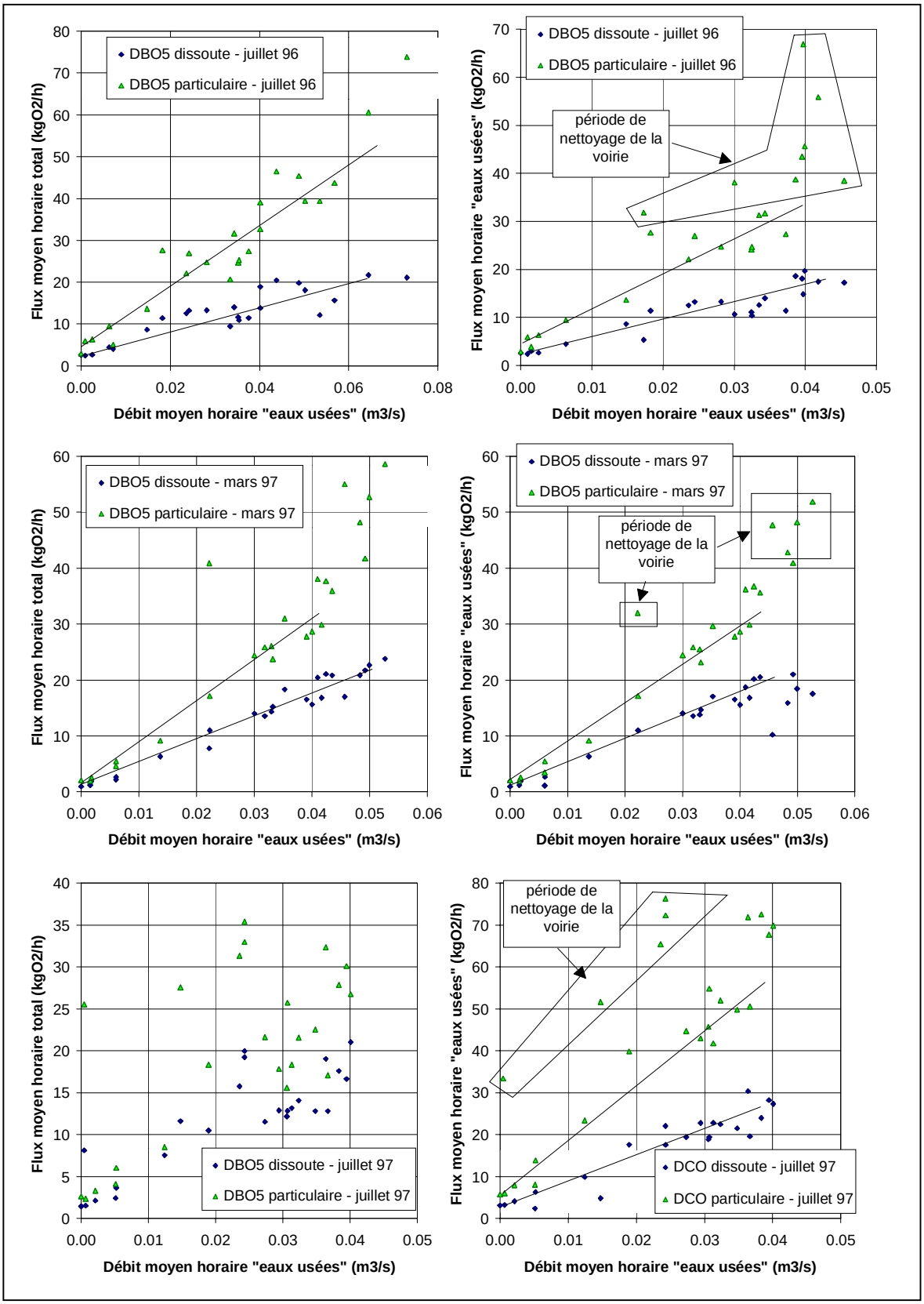


Relations entre le débit moyen horaire d'eaux usées et le flux moyen horaire de DCO dissoute et particulaire (flux total et flux « eaux usées » = flux total – flux du nettoyage de voirie)



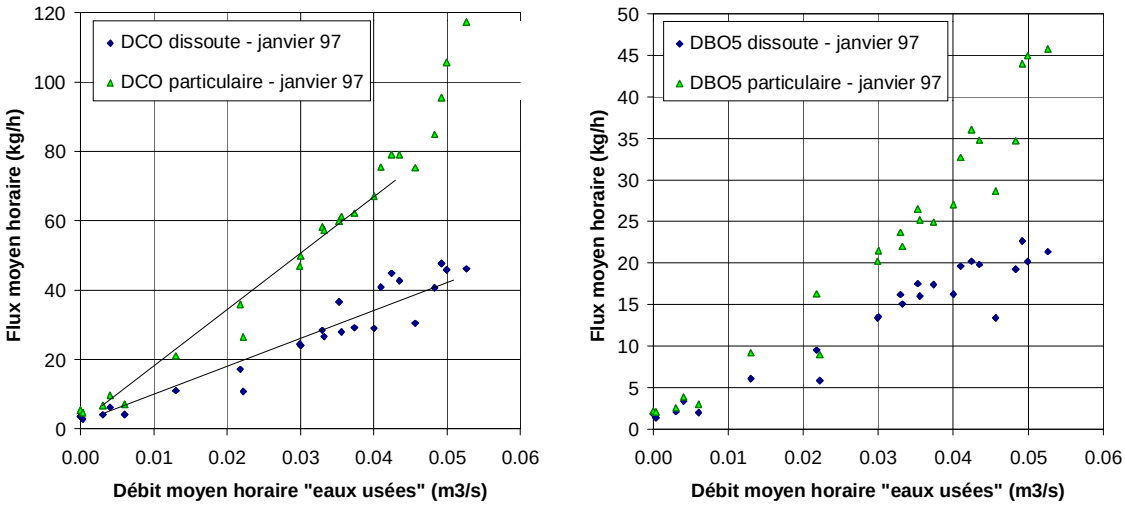
Annexe 2.4. – Analyse des phénomènes en jeu par temps sec

Relations entre le débit moyen horaire d'eaux usées et le flux moyen horaire de DBO5 dissoute et particulaire (flux total et flux « eaux usées » = flux total – flux du nettoyage de voirie)

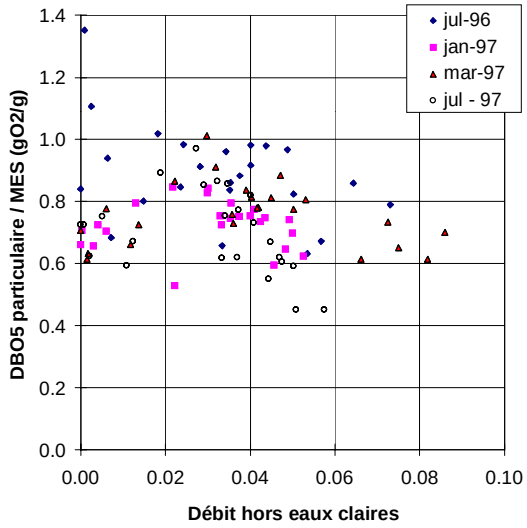


Annexe 2.4. – Analyse des phénomènes en jeu par temps sec

Relations entre le débit moyen horaire d'eaux usées et le flux moyen horaire de DCO et DBO5 dissoutes et particulaires (campagne de janvier 97, pas de nettoyage de voirie)



Evolution de la teneur en DBO5 des particules en fonction du débit hors eaux claires, en moyenne sur chaque campagne

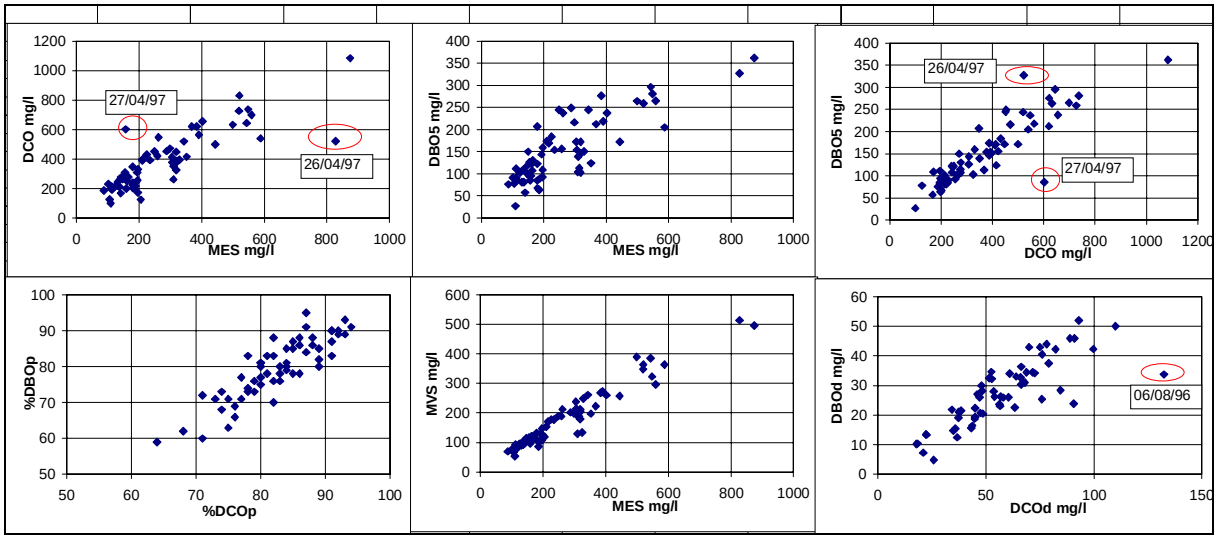


ANNEXE 3

CARACTERISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT DU MARAIS ET DES EFFLUENTS DE TEMPS DE PLUIE A L'EXUTOIRE

Annexe 3.1. Critique des données de concentration moyenne par événement pluvieux

Exemple de l'exutoire



Annexe 3.2. - Concentrations des eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur des concentrations en MES, MVS, DCO DBO5 pour chaque site de mesure

Toitures

MES mg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	4	3	9	3	2	3	9	5	3	6	5
maximum	248	112	53	91	60	86	142	78	186	90	257
moyenne	45	29	35	22	21	23	39	25	33	25	40
médiane	24	19	36	14	14	14	25	18	15	13	16
premier decile	6	7	19	5	6	4	15	6	7	7	6
dernier decile	116	67	49	54	41	61	81	64	70	49	60
nombre de pluies	52	47	6	39	10	15	11	12	43	11	13
MVS mg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	2	2	5	2	1	2	4	2	2	3	2
maximum	63	36	38	30	32	73	36	22	57	24	38
moyenne	13	12	20	8	10	15	13	9	13	9	10
médiane	6	8	17	5	7	8	9	7	7	7	6
premier decile	3	4	11	3	3	2	7	2	4	3	2
dernier decile	31	26	33	20	17	37	26	18	29	17	17
DCO mg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	9	7	24	5	12	16	17	11	9	15	12
maximum	124	118	128	100	106	146	76	96	180	60	85
moyenne	33	35	78	27	38	59	40	32	39	31	32
médiane	23	28	84	18	33	52	39	20	26	26	20
premier decile	13	13	35	11	17	20	21	12	11	17	13
dernier decile	67	65	121	57	63	105	63	62	80	51	71
DBO5 mg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	1	1	4	2	2	3	1	1	1	2	2
maximum	14	21	27	14	19	18	15	14	27	13	17
moyenne	5	5	12	4	6	10	5	6	7	7	6
médiane	4	4	11	3	4	10	3	3	4	4	3
premier decile	2	2	4	2	3	4	2	2	2	3	2
dernier decile	9	12	20	10	12	14	7	13	14	12	11

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						Exutoire
MES mg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	18	9	32	57	41	10	22	41	41	87
maximum	184	92	490	497	174	457	342	525	311	874
moyenne	65	28	185	240	75	156	94	117	99	274
médiane	54	21	167	229	61	143	75	94	76	213
premier decile	25	11	43	109	44	53	47	58	51	121
dernier decile	115	70	334	397	114	294	140	140	169	519
nombre de pluies	24	22	8	20	17	18	23	23	24	68
	Cours			Chaussées						
MVS mg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	13	6	9	38	23	6	14	21	17	53
maximum	130	46	59	255	97	233	213	254	123	514
moyenne	46	15	25	139	46	75	58	63	47	180
médiane	37	11	21	144	38	71	44	51	40	140
premier decile	17	7	13	54	25	25	28	35	29	88
dernier decile	81	31	42	217	79	136	90	93	66	331
nombre de pluies	24	22	8	20	18	18	24	23	24	68
	Cours			Chaussées						
DCO mg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	44	17	35	123	56	25	40	84	45	100
maximum	263	277	211	964	271	452	570	583	317	1084
moyenne	123	62	74	368	119	196	161	183	121	377
médiane	101	39	53	331	103	192	114	142	101	331
premier decile	63	27	40	129	75	59	75	92	68	196
dernier decile	219	105	128	585	183	399	246	316	193	639
nombre de pluies	22	20	8	20	18	16	23	22	24	65
	Cours			Chaussées						
DBO5 mg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	8	4	7	28	16	14	10	15	8	27
maximum	83	34	27	160	46	70	85	64	53	362
moyenne	24	11	15	83	29	36	35	28	23	155
médiane	20	9	13	76	29	39	24	23	19	139
premier decile	12	5	8	42	18	18	12	16	11	81
dernier decile	40	16	27	140	40	55	69	44	45	262
nombre de pluies	23	20	8	18	18	16	23	21	23	65

Annexe 3.2. - Concentrations des eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur des concentrations en métaux et hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Toitures

Hydroc. µg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	149	91	223	160	368	87	61	249	203	63	222
maximum	2755	3420	1825	2782	1676	4605	4915	1781	996	1483	2358
moyenne	1175	1201	876	1011	1022	1139	1605	727	569	916	1289
mediane	985	602	656	1040	1022	358	1054	648	521	1008	1041
1 decile	273	237	307	333	499	188	288	263	229	287	224
9 decile	2043	3292	1593	1480	1545	2339	2884	1386	876	1326	2331
nombre de pluies	12	11	5	10	2	8	8	8	12	8	7
Cadmium µg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	0.02	0.9	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2	2.0	2.0	2.0
maximum	1.18	4.49	1.03	0.67	0.76	0.67	0.78	0.75	11.64	8.71	15.73
moyenne	0.45	2.23	0.59	0.40	0.35	0.22	0.50	0.43	5.19	4.75	7.86
mediane	0.43	1.65	0.59	0.47	0.28	0.27	0.48	0.54	4.08	2.56	3.89
1 decile	0.11	0.96	0.25	0.11	0.15	0.10	0.19	0.22	2.48	2.11	2.51
9 decile	0.71	3.99	0.93	0.60	0.62	0.45	0.73	0.64	9.83	8.06	14.76
nombre de pluies	20	20	6	17	4	7	7	7	19	7	6
Cuivre µg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	11	29	226	6	10	13	153	42	3	20	99
maximum	234	144	1253	44	33	47	756	164	104	64	407
moyenne	70	70	507	24	25	26	431	102	31	36	219
mediane	52	61	363	25	29	26	396	82	21	24	138
1 decile	19	36	241	9	15	15	172	51	11	20	108
9 decile	135	116	917	37	32	37	599	148	66	61	366
nombre de pluies	20	20	6	16	4	7	7	7	18	7	6
Plomb µg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	16	113	1297	700	391	70	3501	46	19	54	96
maximum	1092	1041	8483	2494	1104	602	11782	269	798	556	1104
moyenne	393	475	4031	1593	826	352	7318	174	167	255	394
mediane	309	441	3259	1470	906	323	6412	163	99	202	236
1 decile	99	219	1498	803	506	94	3667	46	37	69	97
9 decile	788	844	7335	2400	1083	561	9575	248	372	394	702
nombre de pluies	20	20	6	16	4	7	7	7	18	7	6
Zinc µg/l	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	1430	1765	223	770	414	397	57	3683	3739	5289	3529
maximum	7517	8109	746	3022	1292	1868	507	20885	20912	22134	20474
moyenne	3321	3990	520	1757	880	1275	246	10614	9149	14365	11027
mediane	2594	3063	559	1754	908	1057	127	5926	5745	8045	6013
1 decile	1698	2093	321	811	562	556	93	4169	4405	5956	4295
9 decile	6845	6809	682	2782	1177	1805	466	17647	18200	21779	19790
nombre de pluies	20	20	6	16	4	7	7	7	18	7	6

Annexe 3.2. - Concentrations des eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur des concentrations en métaux et hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						Exutoire
Hydroc. µg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	217	150	-	-	-	-	312	319	328	539
maximum	7717	2365	-	-	-	-	6132	1391	6325	3332
moyenne	1827	681	-	-	-	-	2277	740	2064	1292
mediane	789	298	-	-	-	-	1528	608	1239	873
1 decile	289	187	-	-	-	-	417	398	460	566
9 decile	3479	1559	-	-	-	-	4815	1181	4768	3039
nombre de pluies	9	6	-	-	-	-	5	5	7	12
	Cours			Chaussées						
Cadmium µg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.6	0.5	0.1	0.5	0.4	0.5	0.3	0.2	0.2	0.5
maximum	1.2	1.3	0.3	1.8	0.8	1.5	0.6	0.7	0.8	4.9
moyenne	1.0	0.7	0.2	0.9	0.5	0.8	0.4	0.5	0.4	1.9
mediane	1.1	0.7	0.2	0.8	0.4	0.7	0.4	0.5	0.4	1.5
1 decile	0.8	0.5	0.1	0.5	0.4	0.5	0.3	0.2	0.2	0.8
9 decile	1.2	1.0	0.3	1.4	0.8	1.3	0.5	0.6	0.7	3.3
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Cuivre µg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	14	17	13	48	36	65	27	46	31	31
maximum	50	45	50	191	65	107	63	90	89	269
moyenne	30	28	26	101	47	90	48	65	61	126
mediane	27	27	21	95	44	95	59	61	62	117
1 decile	17	17	14	57	39	73	27	50	36	58
9 decile	50	39	43	143	58	104	62	81	83	208
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Plomb µg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	49	71	64	140	104	129	48	97	71	77
maximum	145	387	225	523	156	271	113	244	267	505
moyenne	99	172	111	273	117	182	91	146	174	233
mediane	107	130	77	196	105	164	98	136	150	211
1 decile	53	90	66	149	104	130	67	110	116	132
9 decile	127	306	183	472	140	249	108	191	256	377
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Zinc µg/l	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	382	353	57	460	246	327	1080	313	328	817
maximum	890	1594	344	2312	550	3839	3640	1147	671	3503
moyenne	581	1064	139	1003	415	1341	1956	561	485	1879
mediane	567	1191	78	884	478	599	1383	453	485	1530
1 decile	412	516	63	517	263	407	1167	324	354	1024
9 decile	754	1546	264	1566	535	2868	3136	868	663	3343
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	20

Annexe 3.3. - Pourcentage de pollution liée aux particules dans les eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur pour la DCO et la DBO5, pour chaque site de mesure

Toitures

	Toitures										
% DCOp/DCO	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	17	31	46	20	26	17	33	25	32	29	28
maximum	88	88	81	76	84	92	92	73	91	70	83
moyenne	56	61	64	52	54	63	66	47	61	53	56
médiane	59	62	61	55	51	73	65	43	60	55	56
premier decile	32	47	51	31	36	28	46	31	37	38	38
dernier decile	76	80	79	70	71	89	84	66	84	69	77
nombre de pluies	49	46	7	37	10	15	12	11	39	11	13
% DBO5p/DBO5	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	17	18	30	3	13	2	22	8	3	2	22
maximum	76	83	76	76	95	95	80	75	81	76	79
moyenne	45	52	55	44	53	57	58	43	46	48	50
médiane	44	51	55	45	47	55	58	48	46	54	50
premier decile	26	28	38	24	21	27	46	14	25	34	32
dernier decile	67	71	70	63	95	83	78	73	71	65	73
nombre de pluies	47	43	7	36	10	15	12	10	38	11	13

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						Exutoire
% DCOp/DCO	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	35	34	43	40	52	24	34	55	45	64
maximum	86	76	75	86	88	89	94	88	80	94
moyenne	64	52	60	74	69	72	73	75	67	82
médiane	66	52	58	78	68	78	75	77	69	83
premier decile	41	38	49	61	53	58	59	62	55	74
dernier decile	83	71	72	84	86	88	86	85	75	91
nombre de pluies	22	20	8	17	18	16	23	22	24	63
	Cours			Chaussées						
% DBO5p/DBO5	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	28	12	27	51	48	47	31	31	31	59
maximum	87	89	82	93	86	86	84	86	79	95
moyenne	61	54	61	70	65	64	66	67	58	80
médiane	67	57	65	69	62	64	66	73	53	80
premier decile	37	32	45	60	55	55	46	53	43	69
dernier decile	77	68	75	82	83	74	83	78	76	90
nombre de pluies	23	20	8	15	18	16	23	21	23	63

Annexe 3.3. - Pourcentage de pollution liée aux particules dans les eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur pour les métaux et les hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Toitures

% HCp / HC	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	45%	42%	65%	66%	46%	71%	46%	57%	46%	37%	48%
maximum	100%	96%	100%	99%	85%	98%	100%	96%	99%	98%	98%
moyenne	86%	78%	87%	86%	66%	84%	86%	79%	80%	70%	82%
mediane	91%	81%	93%	89%	66%	80%	90%	79%	83%	76%	86%
1 decile	75%	45%	71%	71%	50%	72%	71%	62%	60%	37%	66%
9 decile	98%	92%	97%	99%	81%	97%	100%	93%	95%	98%	96%
nombre de pluies	12	11	5	10	2	8	8	8	12	8	7
% Cdp / Cd	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	12	5	0.0	9	33	26	12	0	3	3	3
maximum	87	69	57.0	90	93	99	95	72	59	28	39
moyenne	54	21	33.3	43	59	58	45	13	19	12	19
mediane	58	19	40.5	34	56	64	54	13	16	13	8
1 decile	17	6	4.0	13	38	43	30	3	5	4	4
9 decile	86	34	55.5	84	84	90	69	45	36	25	38
nombre de pluies	21	21	6	17	4	8	8	8	19	8	7
% Cup / Cu	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	1	4	9	1	64	1	4	1	27	1	32
maximum	99	85	97	87	75	81	73	58	90	70	87
moyenne	54	60	41	46	71	30	37	32	67	31	57
mediane	53	61	37	41	72	29	33	40	75	38	49
1 decile	19	41	15	15	66	4	21	2	35	1	33
9 decile	81	82	71	83	75	75	56	55	89	66	79
nombre de pluies	21	21	6	17	4	8	8	8	19	8	7
% Pbp / Pb	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	67	48	1	13	60	60	2	81	65	80	66
maximum	98	95	88	88	83	94	87	96	99	97	96
moyenne	88	80	52	54	77	80	50	88	90	89	85
mediane	93	84	64	55	82	89	43	89	93	89	79
1 decile	74	60	14	31	66	64	17	81	79	81	70
9 decile	97	94	79	82	83	92	72	93	98	96	95
nombre de pluies	21	21	6	17	4	8	8	8	19	8	7
% Znp / Zn	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
maximum	51	30	23	73	47	45	57	22	61	24	51
moyenne	19	10	10	10	15	16	34	8	15	12	17
mediane	14	9	9	1	6	19	40	9	13	10	8
1 decile	2	1	1	1	1	1	12	1	1	1	1
9 decile	49	18	21	25	36	42	51	17	24	23	41
nombre de pluies	20	21	6	17	4	8	8	8	18	8	7

Annexe 3.3. - Pourcentage de pollution liée aux particules dans les eaux pluviales du Marais
Ordres de grandeur pour les métaux et les hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						
% HCp / HC	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	50%	53%					70%	58%	24%	63%
maximum	98%	99%					99%	100%	96%	99%
moyenne	82%	86%					84%	81%	73%	82%
mediane	89%	92%					81%	84%	87%	82%
1 decile	63%	67%					71%	66%	41%	70%
9 decile	96%	98%					99%	94%	91%	95%
nombre de pluies	9	6					5	5	7	12
	Cours			Chaussées						
% Cdp / Cd	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	33	35	86	78	81	67	11	55	54	90
maximum	99	93	100	98	89	94	94	95	94	100
moyenne	82	53	94	88	85	84	56	83	74	98
mediane	94	51	96	88	85	88	57	86	72	99
1 decile	52	39	88	78	82	72	27	68	63	93
9 decile	99	69	99	97	88	94	82	94	89	100
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
% Cup / Cu	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	32	30	37	62	47	69	1	1	1	87
maximum	86	81	87	93	78	86	80	86	86	99
moyenne	70	54	58	81	64	79	22	45	45	95
mediane	75	48	53	86	65	81	5	41	37	96
1 decile	56	34	41	66	52	72	2	2	12	91
9 decile	84	75	78	91	74	85	56	85	85	99
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
% Pbp / Pb	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	74	69	90	90	96	95	88	86	83	91
maximum	97	96	99	99	100	98	99	100	99	99
moyenne	90	85	96	96	98	96	95	96	94	96
mediane	89	90	97	97	98	96	98	98	97	96
1 decile	84	72	92	90	97	95	90	90	89	93
9 decile	96	96	98	99	99	98	99	99	98	99
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
% Znp / Zn	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	10	13	49	52	65	44	10	22	17	38
maximum	84	94	96	87	82	96	34	60	60	99
moyenne	51	33	80	68	75	69	19	43	35	85
mediane	56	22	87	62	76	69	16	46	33	88
1 decile	19	13	60	55	68	49	11	27	18	67
9 decile	82	63	94	85	80	90	30	55	58	98
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	4	7	9	20

Annexe 3.4. - Teneurs en polluants des MES des eaux pluviales du Marais
Ordre de grandeur des teneurs en matière organique, pour chaque site de mesure

Toitures

% MVS/MES	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	14	28	37	16	39	44	25	25	26	34	15
maximum	66	73	60	65	57	84	51	51	72	53	58
moyenne	36	49	52	43	48	60	39	40	46	46	37
médiane	37	48	56	42	50	56	41	41	46	47	37
premier decile	21	35	42	29	39	50	31	29	36	37	27
dernier decile	55	62	59	58	54	78	46	49	55	52	47
nombre de pluies	52	48	6	40	10	15	12	12	43	10	13
DCOp/MES (gO2/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	0.19	0.34	0.77	0.29	0.40	0.74	0.41	0.38	0.44	0.46	0.28
maximum	1.21	1.68	1.89	1.54	3.36	7.58	1.91	1.14	3.10	1.16	1.28
moyenne	0.61	0.85	1.31	0.76	1.40	2.67	0.88	0.80	1.01	0.94	0.74
médiane	0.57	0.74	1.31	0.66	1.16	1.69	0.78	0.76	0.84	1.08	0.71
premier decile	0.35	0.54	0.79	0.45	0.40	0.83	0.51	0.47	0.51	0.47	0.44
dernier decile	0.94	1.26	1.84	1.22	2.62	6.51	1.27	1.08	1.73	1.12	1.06
nombre de pluies	49	43	6	35	10	15	10	11	39	10	13
DBO5p/MES (gO2/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	0.02	0.03	0.08	0.01	0.04	0.02	0.01	0.03	0.01	0.01	0.03
maximum	0.45	0.34	0.28	0.33	0.48	1.47	0.56	0.32	0.32	0.29	0.65
moyenne	0.09	0.12	0.16	0.12	0.19	0.49	0.16	0.14	0.12	0.16	0.14
médiane	0.08	0.10	0.16	0.10	0.13	0.26	0.08	0.13	0.11	0.15	0.11
premier decile	0.04	0.05	0.09	0.04	0.07	0.10	0.04	0.03	0.05	0.06	0.04
dernier decile	0.16	0.21	0.24	0.21	0.40	1.20	0.39	0.27	0.20	0.25	0.20
nombre de pluies	47	42	6	34	10	15	11	10	38	11	13

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						Exutoire
% MVS/MES	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	57	41	11	49	45	33	26	40	33	41
maximum	80	71	31	70	71	61	70	71	70	84
moyenne	69	59	17	59	59	49	59	56	51	67
médiane	69	60	15	60	59	48	61	56	52	69
premier decile	64	45	12	51	53	40	53	44	39	56
dernier decile	76	70	28	67	68	60	66	67	60	78
nombre de pluies	24	22	8	20	17	18	23	23	25	68
	Cours			Chaussées						
DCOp/MES (gO2/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.87	0.50	0.10	0.84	0.64	0.49	0.92	0.72	0.58	0.70
maximum	2.63	2.14	4.09	1.34	1.81	1.49	1.88	2.70	1.23	1.73
moyenne	1.40	1.03	0.70	1.07	1.07	0.95	1.22	1.26	0.88	1.22
médiane	1.31	0.93	0.17	1.05	1.04	0.98	1.20	1.15	0.84	1.23
premier decile	0.91	0.69	0.11	0.89	0.78	0.59	0.97	0.86	0.67	0.94
dernier decile	2.21	1.43	1.64	1.26	1.28	1.30	1.44	1.75	1.10	1.50
nombre de pluies	22	20	8	17	17	16	22	22	23	63
	Cours			Chaussées						
DBO5p/MES (gO2/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.05	0.08	0.01	0.11	0.12	0.09	0.05	0.06	0.05	0.18
maximum	0.39	0.29	0.59	0.46	0.44	0.87	0.41	0.72	0.29	0.80
moyenne	0.16	0.16	0.13	0.26	0.27	0.21	0.20	0.21	0.15	0.48
médiane	0.13	0.15	0.06	0.23	0.24	0.17	0.17	0.18	0.14	0.47
premier decile	0.07	0.10	0.02	0.14	0.15	0.12	0.10	0.07	0.08	0.31
dernier decile	0.28	0.24	0.32	0.44	0.38	0.24	0.36	0.33	0.23	0.65
nombre de pluies	23	20	8	15	17	16	22	21	22	63

Annexe 3.4. - Teneurs en polluants des MES des eaux pluviales du Marais Ordre de grandeur des teneurs en métaux et hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Toitures

HCp/MES (mg/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	5.5	4.3	2.0	6.5	8.5	2.7	1.8	3.0	3.4	0.9	9.0
maximum	105.0	95.5	65.0	135.0	31.0	49.5	89.0	44.0	118.0	102.0	72.8
moyenne	27.8	34.0	28.6	43.5	19.8	20.7	42.8	18.7	35.9	27.3	32.0
mediane	21.5	26.0	33.0	30.8	19.8	19.5	35.2	19.1	15.3	18.3	24.0
1 decile	6.5	4.5	4.0	6.5	10.8	3.0	3.8	4.4	5.0	3.0	15.3
9 decile	44.6	69.0	53.4	98.1	28.8	44.4	82.0	37.0	94.9	56.5	61.7
nombre de pluies	12	11	5	10	2	8	8	8	12	8	8
Cdp/MES (mg/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	0.002	0.003	0.000	0.001	0.003	0.003	0.001	0.000	0.009	0.007	0.010
maximum	0.091	0.150	0.010	0.041	0.014	0.020	0.013	0.168	0.154	0.102	0.104
moyenne	0.016	0.021	0.004	0.013	0.009	0.006	0.005	0.003	0.056	0.020	0.034
mediane	0.005	0.013	0.003	0.009	0.009	0.006	0.003	0.004	0.048	0.021	0.016
1 decile	0.002	0.005	0.001	0.002	0.005	0.003	0.002	0.000	0.014	0.009	0.011
9 decile	0.056	0.028	0.010	0.034	0.013	0.015	0.012	0.072	0.107	0.067	0.064
nombre de pluies	20	20	6	17	4	7	7	7	19	7	6
Cup/MES (mg/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	0.0	0.6	0.8	0.0	0.6	0.0	1.2	0.0	0.4	0.0	1.2
maximum	4.2	6.4	13.0	2.0	1.1	0.7	6.7	8.0	4.0	2.2	8.8
moyenne	1.6	2.0	5.1	0.7	0.8	0.4	4.0	1.7	1.1	0.5	4.2
mediane	1.4	1.6	3.8	0.6	0.8	0.6	3.2	1.9	0.9	0.2	3.3
1 decile	0.4	0.8	1.4	0.1	0.6	0.0	1.9	0.1	0.4	0.0	1.3
9 decile	3.1	4.1	10.2	1.5	1.0	0.7	6.1	5.3	1.9	1.8	7.9
nombre de pluies	20.0	20.0	6.0	17.0	4.0	7.0	7.0	7.0	19.0	7.0	6.0
Pbp/MES (mg/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	2.6	5.7	0.2	23.4	24.2	7.3	3.1	4.6	3.0	5.3	4.2
maximum	148.4	173.4	133.1	86.4	39.3	13.8	131.7	15.3	12.0	10.7	11.4
moyenne	20.1	23.8	56.4	46.7	29.7	10.8	83.5	7.8	6.7	7.7	7.3
mediane	11.5	14.6	48.1	49.9	27.6	10.5	67.5	7.9	6.7	7.2	6.7
1 decile	4.7	9.0	17.7	26.4	24.3	8.1	29.5	4.8	4.0	6.1	4.5
9 decile	25.4	25.9	103.3	64.7	36.7	13.6	129.9	13.4	10.1	9.4	9.8
nombre de pluies	20	20	6	17	4	7	7	7	19	7	6
Znp/MES (mg/g)	Tuile 1	Tuile 2	Tuile 3	Ardoise 1	Ardoise 2	Ardoise 3	Ardoise 4	ArdoiseZ	Zinc 1	Zinc 2	Zinc 3
minimum	1.0	0.8	0.1	0.2	0.3	1.8	0.7	1.9	2.3	1.9	8.4
maximum	232.5	66.8	2.1	148.7	16.5	17.2	7.0	159.7	194.7	155.3	66.3
moyenne	28.9	14.8	0.8	28.1	5.1	8.0	2.2	55.7	70.6	65.4	28.2
mediane	10.7	9.5	0.8	1.3	1.8	7.9	1.7	52.9	44.4	64.4	28.5
1 decile	2.7	2.3	0.2	0.4	0.4	1.9	0.8	3.5	5.2	4.6	8.8
9 decile	65.8	36.2	1.5	96.6	12.4	14.9	4.7	158.9	140.4	119.7	57.7
nombre de pluies	20	20	6	17	4	7	7	7	19	7	6

Annexe 3.4. - Teneurs en polluants des MES des eaux pluviales du Marais
Ordre de grandeur des teneurs en métaux et hydrocarbures, pour chaque site de mesure

Cours, chaussées et exutoire

	Cours			Chaussées						
HCp/MES (mg/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.9	2.5	-	-	-	-	2.6	2.2	2.8	1.2
maximum	76.7	90.0	-	-	-	-	116.0	14.0	36.0	14.0
moyenne	20.5	20.7	-	-	-	-	40.0	6.1	17.5	5.4
mediane	9.2	8.4	-	-	-	-	24.8	5.5	21.0	3.6
1 decile	2.3	3.3	-	-	-	-	4.1	2.5	3.3	1.3
9 decile	63.7	50.5	-	-	-	-	89.6	10.8	32.7	13.0
nombre de pluies	9	6	0	0	0	0	5	5	7	12
	Cours			Chaussées						
Cdp/MES (mg/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.007	0.005	0.001	0.003	0.003	0.003	0.001	0.003	0.003	0.003
maximum	0.029	0.027	0.002	0.013	0.017	0.026	0.004	0.006	0.008	0.014
moyenne	0.013	0.013	0.001	0.006	0.008	0.010	0.003	0.004	0.005	0.008
mediane	0.010	0.010	0.001	0.005	0.007	0.005	0.004	0.004	0.004	0.008
1 decile	0.008	0.007	0.001	0.004	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003	0.004
9 decile	0.019	0.020	0.002	0.008	0.014	0.020	0.004	0.005	0.006	0.011
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Cup/MES (mg/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.15	0.20	0.03	0.30	0.30	0.40	0.00	0.01	0.01	0.30
maximum	0.70	1.10	0.30	1.00	0.90	1.50	0.50	0.80	1.10	0.90
moyenne	0.34	0.62	0.13	0.55	0.56	0.85	0.14	0.39	0.47	0.52
mediane	0.30	0.65	0.10	0.50	0.50	0.75	0.10	0.20	0.40	0.50
1 decile	0.19	0.20	0.06	0.30	0.30	0.49	0.01	0.01	0.08	0.39
9 decile	0.54	1.00	0.23	0.86	0.86	1.29	0.34	0.80	1.02	0.70
nombre de pluies	9	6	5	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Pbp/MES (mg/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	0.7	1.2	0.5	0.9	1.6	1.2	0.8	0.7	1.5	0.4
maximum	3.7	15.9	1.5	2.9	2.6	3.6	1.8	2.5	4.9	2.1
moyenne	1.5	5.6	0.8	1.7	2.0	2.1	1.3	1.7	2.6	1.0
mediane	1.3	3.8	0.5	1.5	1.8	1.8	1.2	1.9	2.3	0.9
1 decile	0.7	1.5	0.5	1.0	1.6	1.3	0.9	0.8	1.5	0.6
9 decile	2.7	11.8	1.2	2.6	2.6	3.2	1.7	2.3	4.2	1.6
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21
	Cours			Chaussées						
Znp/MES (mg/g)	Beton	Paves	Graviers	Rosiers	Duval	StAntoine	MarBlMan	RdeSicile	Turenne	Exutoire
minimum	1.2	1.7	0.4	2.3	3.6	2.3	0.2	1.0	1.1	3.9
maximum	13.1	52.2	0.9	9.4	10.3	69.1	5.1	3.6	4.9	12.1
moyenne	4.6	13.9	0.6	4.6	5.5	19.4	3.2	2.6	2.6	7.0
mediane	3.6	7.4	0.6	3.8	4.6	3.0	3.4	2.5	2.4	6.9
1 decile	1.5	2.2	0.4	2.4	3.8	2.4	1.4	1.8	1.7	4.7
9 decile	7.9	31.3	0.8	8.3	8.2	49.4	4.7	3.5	4.1	9.0
nombre de pluies	9	7	4	8	5	4	5	7	9	21

Annexe 3.5. - Variabilité des concentrations des eaux de ruissellement en fonction du site d'échantillonnage

Résultats du test de Wilcoxon pour les différentes toitures étudiées

Zinc2	Zinc1	Ardoise Z	Ardoise 4	Ardoise 3	Ardoise 2	Ardoise 1	Tuile3	Tuile2	Tuile1	↓ MES →
										Tuile1
									>	Tuile2
								=	=	Tuile3
							>	=	>	Ardoise1
						=	>	>	>	Ardoise2
					=	=	>	>	>	Ardoise3
				<	=	=	=	=	>	Ardoise4
			>	=	=	=	=	>	>	ArdoiseZ
		=	=	=	=	=	=	>	>	Zinc1
	=	=	>	=	=	=	>	>	>	Zinc2
=	=	=	=	<	=	=	=	=	>	Zinc3

Zinc2	Zinc1	Ardoise Z	Ardoise 4	Ardoise 3	Ardoise 2	Ardoise 1	Tuile3	Tuile2	Tuile1	↓ MVS →
										Tuile1
									=	Tuile2
								=	=	Tuile3
							>	>	>	Ardoise1
						=	>	>	>	Ardoise2
					=	=	=	=	=	Ardoise3
				=	=	=	=	=	=	Ardoise4
			>	=	=	=	>	>	>	ArdoiseZ
		<	=	=	=	<	>	>	>	Zinc1
	=	<	>	=	=	=	>	>	>	Zinc2
=	>	=	>	<	=	=	>	>	>	Zinc3

Zinc2	Zinc1	Ardoise Z	Ardoise 4	Ardoise 3	Ardoise 2	Ardoise 1	Tuile3	Tuile2	Tuile1	↓ DCO →
										Tuile1
									=	Tuile2
								=	<	Tuile3
							>	>	=	Ardoise1
						=	>	=	=	Ardoise2
					=	<	=	=	=	Ardoise3
				>	=	=	>	=	=	Ardoise4
			>	>	=	>	>	>	>	ArdoiseZ
		<	=	=	=	<	=	=	=	Zinc1
	=	<	=	>	=	<	=	>	=	Zinc2
=	>	=	>	>	=	=	>	>	>	Zinc3

Annexe 3.5. - Variabilité des concentrations des eaux de ruissellement en fonction du site d'échantillonnage

Résultats du test de Wilcoxon pour les différentes toitures étudiées

Zinc2	Zinc1	Ardoise Z	Ardoise 4	Ardoise 3	Ardoise 2	Ardoise 1	Tuile3	Tuile2	Tuile1	↓DBO5 →
										Tuile1
									>	Tuile2
								=	=	Tuile3
							=	=	>	Ardoise1
						=	=	=	>	Ardoise2
					<	=	=	=	=	Ardoise3
				=	=	=	=	=	>	Ardoise4
			=	=	=	=	=	=	>	ArdoiseZ
		=	<	>	=	<	=	<	=	Zinc1
	=	=	<	>	=	<	=	<	>	Zinc2
>	>	=	=	=	=	=	=	=	=	Zinc3

Zinc2	Zinc1	ArdoiseZ	Ardoise4	Ardoise3	Ardoise2	Ardoise1	Tuile3	Tuile2	Tuile1	↓% MVS / MES →
										Tuile1
									<	Tuile2
								=	<	Tuile3
							=	=	<	Ardoise1
						<	=	=	<	Ardoise2
					<	<	<	<	<	Ardoise3
				>	>	=	>	>	<	Ardoise4
			<	>	>	=	>	>	<	ArdoiseZ
		<	<	>	=	=	=	=	<	Zinc1
	>	<	<	>	=	=	=	=	<	Zinc2
>	>	>	=	>	>	=	>	>	=	Zinc3

Annexe 3.5. - Variabilité des concentrations des eaux de ruissellement en fonction du site d'échantillonnage

Résultats du test de Wilcoxon pour les différentes chaussées étudiées

Marché Blancs Manteaux	Roi de Sicile	St Antoine	Rosiers	→ MES
				Rosiers
			>	St Antoine
			>	Roi de Sicile
	=	>		Marché Blancs Manteaux
=		>	>	Duval
=	=		>	Turenne

Marché Blancs Manteaux	Roi de Sicile	St Antoine	Rosiers	→ MVS
				Rosiers
			>	St Antoine
			>	Roi de Sicile
	=	=		Marché Blancs Manteaux
=		>	>	Duval
=	>		>	Turenne

Marché Blancs Manteaux	Roi de Sicile	St Antoine	Rosiers	→ DCO
				Rosiers
			>	St Antoine
			>	Roi de Sicile
	>	>		Marché Blancs Manteaux
=		>	>	Duval
=	>		>	Turenne

Marché Blancs Manteaux	Roi de Sicile	St Antoine	Rosiers	→ DBO5
				Rosiers
			>	St Antoine
			>	Roi de Sicile
	=	=		Marché Blancs Manteaux
=		=	>	Duval
=	>		>	Turenne

Marché Blancs Manteaux	Roi de Sicile	St Antoine	Rosiers	→ % MES/MVS
				Rosiers
				St Antoine
			=	Roi de Sicile
	=	<		Marché Blancs Manteaux
=		<	=	Duval
=	>		>	Turenne

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre caractéristiques des eaux de ruissellement de toitures et caractéristiques de l'événement pluvieux

toit Tuile 1	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g
MES mg/l	1.00												
MVS mg/l	0.92	1.00											
DCO mg/l	0.94	0.97	1.00										
DBO5 mg/l	0.79	0.86	0.87	1.00									
MES kg/ha	0.56	0.35	0.40	0.32	1.00								
MVS kg/ha	0.57	0.41	0.45	0.37	0.98	1.00							
DCO kg/ha	0.51	0.32	0.39	0.32	0.97	0.98	1.00						
DBO5 kg/ha	0.44	0.26	0.32	0.32	0.87	0.89	0.93	1.00					
% MVS/MES	-0.51	-0.28	-0.35	-0.31	-0.48	-0.44	-0.47	-0.46	1.00				
% DCOp/DCO	0.59	0.67	0.64	0.54	0.30	0.35	0.29	0.17	-0.34	1.00			
% DBO5p/DBO5	0.58	0.64	0.63	0.59	0.21	0.23	0.16	0.06	-0.21	0.65	1.00		
DCO/DBO5	0.48	0.48	0.50	0.08	0.32	0.33	0.31	0.04	-0.34	0.42	0.33	1.00	
DCOp/MES gO2/g	-0.46	-0.33	-0.31	-0.27	-0.38	-0.34	-0.33	-0.33	0.67	-0.05	-0.18	-0.21	1.00
DBO5p/MES gO2/g	-0.41	-0.36	-0.35	-0.17	-0.31	-0.31	-0.31	-0.24	0.70	-0.44	-0.06	-0.57	0.55
Imoy mm/h	0.44	0.26	0.28	0.32	0.30	0.23	0.24	0.23	-0.55	0.22	0.26	0.17	-0.52
Htot mm	-0.04	-0.22	-0.17	-0.14	0.60	0.62	0.71	0.83	-0.34	-0.11	-0.33	-0.04	-0.21
Imax5 mm/h	0.38	0.14	0.21	0.21	0.62	0.59	0.65	0.65	-0.59	0.26	0.10	0.16	-0.41
Durée h	-0.41	-0.43	-0.39	-0.38	0.00	0.05	0.14	0.24	0.20	-0.46	-0.59	-0.20	0.24
Tps sec j	0.54	0.56	0.57	0.41	0.54	0.57	0.54	0.45	-0.23	0.27	0.14	0.40	-0.25
Imax mm/h	0.33	0.11	0.15	0.14	0.51	0.49	0.52	0.50	-0.61	0.31	0.15	0.20	-0.47
Ecmax5 J/m2	0.37	0.13	0.20	0.20	0.63	0.60	0.65	0.65	-0.58	0.25	0.10	0.17	-0.41

toit Tuile 2	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.97	1.00												
DCO mg/l	0.88	0.86	1.00											
DBO5 mg/l	0.84	0.83	0.88	1.00										
MES kg/ha	0.60	0.46	0.43	0.46	1.00									
MVS kg/ha	0.58	0.46	0.42	0.45	0.98	1.00								
DCO kg/ha	0.54	0.41	0.49	0.48	0.94	0.96	1.00							
DBO5 kg/ha	0.48	0.36	0.39	0.49	0.93	0.94	0.96	1.00						
% MVS/MES	-0.72	-0.62	-0.64	-0.55	-0.46	-0.43	-0.47	-0.39	1.00					
% DCOp/DCO	0.47	0.54	0.41	0.36	0.19	0.25	0.24	0.21	-0.45	1.00				
% DBO5p/DBO5	0.36	0.46	0.32	0.40	-0.13	-0.12	-0.16	-0.12	-0.22	0.47	1.00			
DCO/DBO5	0.10	0.08	0.21	-0.19	-0.02	-0.01	0.05	-0.16	-0.26	0.08	-0.05	1.00		
DCOp/MES gO2/g	-0.35	-0.35	-0.07	-0.15	-0.21	-0.20	-0.05	-0.09	0.34	-0.05	0.01	0.21	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.35	-0.34	-0.22	0.00	-0.26	-0.28	-0.21	-0.11	0.51	-0.32	0.24	-0.58	0.55	1.00
Imoy mm/h	0.49	0.47	0.53	0.39	0.27	0.31	0.32	0.19	-0.38	0.39	0.19	0.27	-0.02	-0.23
Htot mm	0.09	-0.01	0.04	0.11	0.70	0.77	0.79	0.82	-0.09	0.14	-0.35	-0.11	0.08	-0.09
Imax5 mm/h	0.44	0.38	0.43	0.30	0.59	0.65	0.70	0.58	-0.38	0.36	-0.05	0.20	-0.04	-0.32
Durée h	-0.46	-0.51	-0.38	-0.30	0.04	0.07	0.14	0.23	0.41	-0.33	-0.48	-0.27	0.29	0.35
Tps sec j	0.63	0.51	0.59	0.61	0.70	0.66	0.70	0.67	-0.48	0.06	-0.13	-0.05	-0.21	-0.15
Imax mm/h	0.42	0.42	0.37	0.26	0.49	0.56	0.56	0.47	-0.33	0.48	0.17	0.18	-0.08	-0.31
Ecmax5 J/m2	0.44	0.38	0.42	0.29	0.60	0.65	0.70	0.58	-0.38	0.35	-0.06	0.21	-0.04	-0.31

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre caractéristiques des eaux de ruissellement de toitures et caractéristiques de l'événement pluvieux

toit Zinc 1	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.98	1.00												
DCO mg/l	0.95	0.93	1.00											
DBO5 mg/l	0.91	0.91	0.96	1.00										
MES kg/ha	0.57	0.50	0.50	0.41	1.00									
MVS kg/ha	0.58	0.53	0.51	0.43	0.98	1.00								
DCO kg/ha	0.46	0.39	0.47	0.40	0.94	0.93	1.00							
DBO5 kg/ha	0.49	0.43	0.49	0.44	0.89	0.90	0.97	1.00						
% MVS/MES	-0.60	-0.55	-0.60	-0.53	-0.62	-0.59	-0.60	-0.55	1.00					
% DCOp/DCO	0.45	0.41	0.44	0.40	0.41	0.40	0.47	0.41	-0.52	1.00				
% DBO5p/DBO5	0.38	0.33	0.30	0.34	0.25	0.24	0.17	0.18	-0.29	0.52	1.00			
DCO/DBO5	0.09	0.07	0.15	-0.05	0.21	0.20	0.23	0.09	-0.24	0.31	0.22	1.00		
DCOp/MES gO2/g	-0.19	-0.21	-0.12	-0.01	-0.16	-0.16	0.03	-0.02	0.10	0.45	0.14	0.45	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.28	-0.29	-0.27	-0.08	-0.32	-0.32	-0.27	-0.18	0.48	-0.13	0.37	-0.36	0.37	1.00
Imoy mm/h	0.57	0.59	0.57	0.46	0.37	0.42	0.35	0.30	-0.38	0.40	0.20	0.29	0.06	-0.23
Htot mm	-0.08	-0.15	-0.09	-0.16	0.64	0.64	0.73	0.71	-0.21	0.18	-0.05	0.14	0.06	-0.15
Imax5 mm/h	0.33	0.31	0.33	0.22	0.66	0.70	0.71	0.68	-0.40	0.39	0.11	0.29	0.06	-0.25
Durée h	-0.43	-0.48	-0.45	-0.44	-0.01	-0.01	0.06	0.10	0.30	-0.33	-0.28	-0.14	-0.05	0.05
Tps sec j	0.40	0.41	0.52	0.41	0.45	0.43	0.49	0.46	-0.40	-0.02	-0.30	0.07	-0.20	-0.36
Imax mm/h	0.33	0.30	0.34	0.27	0.60	0.64	0.69	0.66	-0.42	0.48	0.26	0.33	0.16	-0.17
Ecmax5 J/m2	0.32	0.30	0.32	0.21	0.65	0.69	0.71	0.68	-0.39	0.38	0.10	0.28	0.07	-0.24

toit Ardoise 1	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g
MES mg/l	1.00												
MVS mg/l	0.95	1.00											
DCO mg/l	0.76	0.84	1.00										
DBO5 mg/l	0.60	0.73	0.89	1.00									
MES kg/ha	0.59	0.47	0.23	0.15	1.00								
MVS kg/ha	0.53	0.46	0.22	0.17	0.98	1.00							
DCO kg/ha	0.50	0.43	0.38	0.30	0.90	0.91	1.00						
DBO5 kg/ha	0.25	0.23	0.18	0.24	0.73	0.81	0.84	1.00					
% MVS/MES	-0.53	-0.34	-0.23	-0.12	-0.49	-0.37	-0.39	-0.21	1.00				
% DCOp/DCO	0.17	0.14	-0.19	-0.16	0.24	0.28	0.09	0.21	-0.19	1.00			
% DBO5p/DBO5	0.23	0.22	-0.03	0.12	-0.09	-0.11	-0.23	-0.13	-0.21	0.30	1.00		
DCO/DBO5	0.36	0.30	0.17	-0.17	0.35	0.29	0.28	-0.11	-0.15	-0.05	-0.25	1.00	
DCOp/MES gO2/g	-0.11	-0.05	-0.07	0.03	-0.15	-0.10	-0.11	0.05	0.18	0.34	0.32	-0.13	1.00
DBO5p/MES gO2/g	-0.12	-0.18	-0.02	0.12	-0.13	-0.18	-0.10	0.01	-0.14	-0.04	0.38	-0.52	0.46
Imoy mm/h	0.77	0.60	0.46	0.29	0.59	0.51	0.50	0.23	-0.50	0.13	0.10	0.37	-0.28
Htot mm	-0.16	-0.25	-0.31	-0.25	0.56	0.63	0.64	0.83	-0.17	0.24	-0.20	-0.09	-0.06
Imax5 mm/h	0.50	0.34	0.13	0.01	0.86	0.81	0.74	0.59	-0.56	0.13	-0.05	0.31	-0.25
Durée h	0.51	0.56	0.79	0.63	0.35	0.36	0.56	0.36	-0.13	-0.18	-0.36	0.14	-0.11
Tps sec j	-0.51	-0.52	-0.44	-0.37	0.01	0.10	0.18	0.36	0.27	0.12	-0.26	-0.19	0.19
Imax mm/h	0.47	0.31	0.09	0.03	0.79	0.74	0.64	0.54	-0.58	0.13	0.03	0.26	-0.30
Ecmax5 J/m2	0.50	0.34	0.13	0.00	0.87	0.82	0.75	0.58	-0.54	0.12	-0.07	0.32	-0.25

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie et caractéristiques de l'événement pluvieux

Marché Bl M	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.98	1.00												
DCO mg/l	0.84	0.89	1.00											
DBO5 mg/l	0.58	0.64	0.90	1.00										
MES kg/ha	-0.13	-0.21	-0.37	-0.40	1.00									
MVS kg/ha	-0.15	-0.21	-0.37	-0.41	0.99	1.00								
DCO kg/ha	-0.18	-0.22	-0.27	-0.24	0.94	0.96	1.00							
DBO5 kg/ha	-0.23	-0.25	-0.14	0.05	0.73	0.73	0.87	1.00						
% MVS/MES	-0.09	0.08	0.23	0.28	-0.41	-0.30	-0.23	-0.17	1.00					
% DCOp/DCO	0.37	0.31	-0.07	-0.36	0.32	0.32	0.16	-0.06	-0.33	1.00				
% DBO5p/DBO5	0.42	0.37	0.20	0.08	0.50	0.50	0.50	0.42	-0.31	0.56	1.00			
DCO/DBO5	0.14	0.09	-0.23	-0.57	0.15	0.16	-0.04	-0.47	-0.26	0.42	-0.07	1.00		
DCOp/MES gO2/g	0.19	0.28	0.54	0.64	-0.43	-0.39	-0.21	0.07	0.48	-0.06	0.06	-0.58	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	0.15	0.17	0.42	0.60	0.07	0.07	0.26	0.52	-0.01	-0.37	0.35	-0.60	0.25	1.00
Imoy mm/h	-0.15	-0.25	-0.22	-0.15	0.30	0.23	0.32	0.42	-0.67	0.01	0.18	-0.04	-0.15	0.24
Htot mm	-0.49	-0.53	-0.65	-0.60	0.87	0.88	0.83	0.65	-0.24	0.19	0.29	0.07	-0.42	-0.05
Imax5 mm/h	-0.18	-0.27	-0.30	-0.24	0.52	0.48	0.54	0.56	-0.57	0.07	0.30	-0.03	-0.29	0.26
Durée h	-0.57	-0.55	-0.63	-0.57	0.44	0.48	0.40	0.27	0.21	0.12	-0.02	-0.01	-0.22	-0.26
Tps sec j	0.15	0.18	0.43	0.60	-0.25	-0.25	-0.13	0.08	0.15	-0.43	-0.01	-0.45	0.22	0.76
Imax mm/h	-0.16	-0.25	-0.29	-0.25	0.55	0.50	0.55	0.56	-0.57	0.06	0.29	-0.01	-0.33	0.26
Ecmax5 J/m2	-0.17	-0.26	-0.29	-0.24	0.51	0.47	0.52	0.55	-0.56	0.08	0.30	-0.05	-0.28	0.26

Rosiers	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.98	1.00												
DCO mg/l	0.93	0.92	1.00											
DBO5 mg/l	0.76	0.83	0.84	1.00										
MES kg/ha	0.49	0.42	0.38	0.17	1.00									
MVS kg/ha	0.46	0.41	0.36	0.19	0.99	1.00								
DCO kg/ha	0.51	0.44	0.54	0.32	0.93	0.91	1.00							
DBO5 kg/ha	0.49	0.45	0.49	0.37	0.86	0.89	0.91	1.00						
% MVS/MES	-0.40	-0.24	-0.26	0.12	-0.44	-0.35	-0.38	-0.17	1.00					
% DCOp/DCO	0.28	0.21	0.04	-0.27	0.36	0.34	0.27	0.07	-0.51	1.00				
% DBO5p/DBO5	-0.09	-0.10	-0.18	-0.26	0.12	0.13	0.10	0.04	-0.09	0.30	1.00			
DCO/DBO5	0.18	0.11	0.21	-0.15	0.26	0.21	0.27	0.02	-0.32	0.37	-0.03	1.00		
DCOp/MES gO2/g	-0.02	0.06	0.23	0.05	-0.23	-0.18	-0.07	-0.11	0.40	0.26	0.00	0.52	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.30	-0.21	-0.09	0.27	-0.36	-0.30	-0.23	0.08	0.71	-0.76	0.15	-0.47	-0.12	1.00
Imoy mm/h	0.18	0.09	0.28	-0.01	0.24	0.17	0.38	0.13	-0.50	0.18	0.21	0.43	-0.01	-0.23
Htot mm	-0.22	-0.28	-0.29	-0.33	0.68	0.70	0.59	0.69	-0.20	0.25	0.17	0.04	-0.25	-0.14
Imax5 mm/h	0.17	0.06	0.22	-0.11	0.44	0.37	0.52	0.28	-0.48	0.22	0.10	0.42	-0.19	-0.27
Durée h	-0.20	-0.20	-0.28	-0.15	0.30	0.35	0.19	0.40	0.08	0.12	-0.10	-0.19	-0.10	-0.07
Tps sec j	0.46	0.45	0.44	0.49	-0.10	-0.10	-0.07	0.07	-0.14	-0.24	-0.32	-0.09	0.00	0.07
Imax mm/h	0.30	0.24	0.27	-0.01	0.45	0.41	0.46	0.24	-0.44	0.40	0.21	0.44	-0.02	-0.33
Ecmax5 J/m2	0.19	0.08	0.25	-0.08	0.45	0.38	0.53	0.30	-0.48	0.22	0.09	0.41	-0.20	-0.27

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie et caractéristiques de l'événement pluvieux

Duval	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	CO kgO2/h	BO5 kgO2/	% MVS	% DCOp	% DBO5p	CO/DBO	DCOp/MES g/g	BO5p/MES g/
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.97	1.00												
DCO mg/l	0.86	0.90	1.00											
DBO5 mg/l	0.64	0.73	0.81	1.00										
MES kg/ha	0.05	-0.03	-0.05	-0.27	1.00									
MVS kg/ha	-0.01	-0.04	-0.05	-0.20	0.97	1.00								
DCO kg/ha	-0.09	-0.10	-0.01	-0.14	0.90	0.96	1.00							
DBO5 kg/ha	-0.37	-0.34	-0.23	-0.07	0.66	0.78	0.86	1.00						
% MVS/MES	-0.18	0.05	0.10	0.39	-0.21	0.00	0.09	0.35	1.00					
% DCOp/DCO	0.64	0.64	0.62	0.20	-0.04	-0.08	-0.08	-0.44	-0.17	1.00				
% DBO5p/DBO5	0.26	0.28	0.42	0.26	-0.08	-0.06	0.03	-0.12	0.03	0.65	1.00			
DCO/DBO5	0.71	0.66	0.68	0.16	0.40	0.32	0.28	-0.19	-0.33	0.74	0.33	1.00		
DCOp/MES gO2/g	0.22	0.34	0.64	0.47	-0.12	-0.02	0.18	0.07	0.39	0.56	0.60	0.42	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.47	-0.35	-0.13	0.30	-0.28	-0.14	0.04	0.42	0.57	-0.38	0.30	-0.64	0.30	1.00
Imoy mm/h	0.03	-0.12	-0.18	-0.31	0.15	0.01	-0.05	-0.13	-0.62	-0.15	-0.08	0.11	-0.47	-0.36
Htot mm	-0.49	-0.52	-0.45	-0.49	0.78	0.84	0.88	0.88	0.03	-0.35	-0.18	-0.07	-0.08	0.12
Imax5 mm/h	0.03	-0.13	-0.23	-0.39	0.59	0.46	0.31	0.14	-0.61	-0.23	-0.13	0.19	-0.57	-0.38
Durée h	-0.53	-0.44	-0.33	-0.10	0.15	0.29	0.39	0.68	0.49	-0.48	-0.38	-0.44	0.10	0.42
Tps sec j	-0.16	-0.08	0.02	0.08	0.19	0.27	0.40	0.42	0.36	-0.09	0.15	0.01	0.29	0.29
Imax mm/h	0.08	-0.09	-0.18	-0.37	0.60	0.46	0.31	0.13	-0.61	-0.20	-0.13	0.25	-0.55	-0.43
Ecmax5 J/m2	0.05	-0.12	-0.22	-0.39	0.59	0.45	0.30	0.13	-0.62	-0.23	-0.14	0.21	-0.58	-0.40

St Antoine	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.99	1.00												
DCO mg/l	0.96	0.96	1.00											
DBO5 mg/l	0.92	0.92	0.91	1.00										
MES kg/ha	0.54	0.56	0.55	0.42	1.00									
MVS kg/ha	0.50	0.55	0.55	0.43	0.96	1.00								
DCO kg/ha	0.32	0.36	0.43	0.27	0.90	0.95	1.00							
DBO5 kg/ha	-0.04	0.00	0.01	-0.03	0.77	0.81	0.86	1.00						
% MVS/MES	-0.17	-0.06	-0.07	-0.06	-0.15	0.12	0.15	0.14	1.00					
% DCOp/DCO	0.68	0.69	0.74	0.65	0.55	0.59	0.52	0.20	-0.07	1.00				
% DBO5p/DBO5	0.60	0.61	0.52	0.37	0.33	0.32	0.14	-0.14	-0.05	0.47	1.00			
DCO/DBO5	0.70	0.70	0.83	0.59	0.63	0.63	0.64	0.21	-0.08	0.81	0.46	1.00		
DCOp/MES gO2/g	0.22	0.28	0.43	0.29	0.32	0.51	0.61	0.34	0.51	0.69	0.13	0.67	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.45	-0.43	-0.47	-0.45	-0.57	-0.52	-0.47	-0.36	0.46	-0.79	-0.12	-0.60	-0.33	1.00
Imoy mm/h	-0.34	-0.40	-0.46	-0.47	-0.15	-0.31	-0.33	-0.11	-0.63	-0.42	-0.05	-0.43	-0.69	0.00
Htot mm	-0.55	-0.54	-0.56	-0.65	0.35	0.31	0.41	0.72	0.00	-0.27	-0.26	-0.24	-0.07	0.00
Imax5 mm/h	-0.45	-0.51	-0.57	-0.62	0.03	-0.15	-0.12	0.14	-0.57	-0.55	-0.20	-0.44	-0.70	0.12
Durée h	-0.09	-0.02	-0.04	-0.10	0.20	0.37	0.38	0.44	0.60	0.33	0.07	0.15	0.62	-0.12
Tps sec j	0.21	0.22	0.23	0.43	-0.11	-0.08	-0.12	-0.13	-0.04	0.10	-0.14	0.04	0.03	-0.20
Imax mm/h	-0.41	-0.46	-0.52	-0.58	0.13	-0.07	-0.04	0.22	-0.61	-0.46	-0.12	-0.37	-0.66	0.01
Ecmax5 J/m2	-0.45	-0.50	-0.56	-0.61	0.04	-0.15	-0.11	0.15	-0.58	-0.53	-0.18	-0.43	-0.70	0.09

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre caractéristiques des eaux de ruissellement de voirie et caractéristiques de l'événement pluvieux

Roi de Sicile	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.99	1.00												
DCO mg/l	0.89	0.93	1.00											
DBO5 mg/l	0.70	0.73	0.84	1.00										
MES kg/ha	0.42	0.39	0.42	0.29	1.00									
MVS kg/ha	0.37	0.37	0.42	0.29	0.99	1.00								
DCO kg/ha	0.28	0.29	0.44	0.34	0.92	0.95	1.00							
DBO5 kg/ha	0.15	0.17	0.32	0.37	0.87	0.89	0.92	1.00						
% MVS/MES	-0.27	-0.12	-0.02	0.01	-0.31	-0.18	-0.10	-0.05	1.00					
% DCOp/DCO	0.19	0.15	0.05	0.16	0.25	0.21	0.09	0.11	-0.17	1.00				
% DBO5p/DBO5	-0.10	-0.09	-0.05	0.15	-0.08	-0.06	-0.06	0.03	0.17	0.65	1.00			
DCO/DBO5	0.50	0.50	0.54	0.18	0.40	0.38	0.37	0.12	-0.26	-0.09	-0.27	1.00		
DCOp/MES gO2/g	-0.23	-0.16	0.13	0.31	-0.17	-0.11	0.11	0.11	0.43	0.03	0.38	-0.08	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.34	-0.31	-0.15	0.29	-0.37	-0.33	-0.19	0.00	0.45	0.10	0.51	-0.48	0.81	1.00
Imoy mm/h	0.65	0.59	0.52	0.64	0.10	0.03	-0.02	-0.04	-0.26	0.43	0.13	0.15	0.20	0.27
Htot mm	-0.18	-0.21	-0.24	-0.26	0.71	0.71	0.61	0.70	-0.19	0.09	-0.10	0.01	-0.26	-0.24
Imax5 mm/h	0.08	-0.01	-0.01	0.08	0.60	0.53	0.47	0.59	-0.52	0.14	-0.15	0.04	-0.10	-0.06
Durée h	-0.27	-0.24	-0.25	-0.33	0.36	0.43	0.38	0.40	0.29	-0.26	-0.07	0.02	-0.21	-0.19
Tps sec j	0.89	0.92	0.94	0.77	0.41	0.41	0.42	0.32	-0.05	-0.12	-0.22	0.48	-0.01	-0.21
Imax mm/h	0.23	0.18	0.22	0.25	0.67	0.63	0.62	0.63	-0.44	0.25	-0.05	0.22	-0.01	-0.14
Ecmax5 J/m2	0.06	-0.02	-0.02	0.07	0.59	0.53	0.48	0.59	-0.52	0.12	-0.17	0.02	-0.11	-0.07

Turenne	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mgO2/l	DBO5 mgO2/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kgO2/ha	DBO5 kgO2/ha	% MVS	% DCOp	% DBO5p	DCO/DBO5	DCOp/MES g/g	DBO5p/MES g/g
MES mg/l	1.00													
MVS mg/l	0.97	1.00												
DCO mg/l	0.91	0.95	1.00											
DBO5 mg/l	0.75	0.84	0.91	1.00										
MES kg/ha	0.28	0.20	0.18	0.03	1.00									
MVS kg/ha	0.09	0.06	0.05	-0.06	0.95	1.00								
DCO kg/ha	0.10	0.08	0.15	0.03	0.93	0.96	1.00							
DBO5 kg/ha	0.03	0.03	0.11	0.13	0.81	0.88	0.90	1.00						
% MVS/MES	-0.55	-0.36	-0.30	-0.11	-0.39	-0.13	-0.12	-0.04	1.00					
% DCOp/DCO	0.38	0.30	0.08	-0.02	0.52	0.47	0.29	0.30	-0.46	1.00				
% DBO5p/DBO5	-0.10	-0.15	-0.24	-0.16	0.17	0.19	0.10	0.21	-0.16	0.45	1.00			
DCO/DBO5	0.21	0.15	0.09	-0.29	0.36	0.32	0.29	-0.08	-0.14	0.26	-0.33	1.00		
DCOp/MES gO2/g	-0.19	-0.06	0.13	0.24	0.17	0.35	0.49	0.61	0.55	-0.19	-0.04	-0.21	1.00	
DBO5p/MES gO2/g	-0.30	-0.19	-0.07	0.28	-0.15	-0.02	0.06	0.36	0.46	-0.30	0.42	-0.78	0.67	1.00
Imoy mm/h	0.68	0.60	0.50	0.39	0.19	0.02	-0.03	-0.05	-0.61	0.48	0.25	0.10	-0.36	-0.23
Htot mm	-0.37	-0.44	-0.42	-0.49	0.72	0.80	0.75	0.70	-0.04	0.28	0.22	0.23	0.24	0.02
Imax5 mm/h	0.10	-0.02	-0.05	-0.07	0.64	0.51	0.50	0.50	-0.59	0.37	0.21	0.03	-0.14	-0.10
Durée h	-0.44	-0.45	-0.39	-0.48	0.38	0.55	0.53	0.45	0.39	-0.05	0.07	0.33	0.38	0.07
Tps sec j	0.18	0.20	0.44	0.53	0.00	-0.04	0.16	0.16	-0.03	-0.48	-0.28	0.24	0.24	-0.07
Imax mm/h	0.22	0.13	0.09	0.05	0.65	0.53	0.52	0.46	-0.53	0.43	0.20	0.08	-0.11	-0.15
Ecmax5 J/m2	0.08	-0.04	-0.06	-0.08	0.63	0.50	0.50	0.49	-0.58	0.34	0.18	0.04	-0.14	-0.10

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Coefficients de corrélation simple entre concentration et masses de micropolluants dans les eaux de ruissellement de toiture et caractéristiques de l'événement pluvieux

	Site	Imoy (mm/h)	Htot (mm)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
	Tuile 1	0.0	-0.1	0.0	-0.1	-0.2	0.4
Cd	Tuile 2	-0.2	-0.3	-0.2	-0.2	-0.1	0.9
µg/l	Zinc 1	-0.2	-0.4	-0.2	-0.3	-0.2	0.8
	Ardoise 1	0.2	-0.1	0.1	0.1	-0.4	0.8
	Tuile 1	0.3	-0.2	0.3	0.3	-0.4	0.5
Cu	Tuile 2	0.0	-0.5	-0.1	-0.1	-0.6	0.3
µg/l	Zinc 1	0.0	-0.2	0.0	0.0	-0.2	0.8
	Ardoise 1	0.2	-0.4	0.2	0.2	-0.7	0.6
	Tuile 1	0.4	-0.3	0.5	0.4	-0.6	0.3
Pb	Tuile 2	0.2	-0.1	0.2	0.2	-0.5	0.1
µg/l	Zinc 1	-0.1	-0.2	-0.1	-0.1	-0.1	0.8
	Ardoise 1	0.3	-0.5	0.2	0.2	-0.7	0.4
	Tuile 1	-0.2	-0.6	-0.2	-0.3	-0.4	0.4
Zn	Tuile 2	-0.2	-0.4	-0.2	-0.2	-0.2	0.6
µg/l	Zinc 1	-0.1	-0.4	-0.2	-0.2	-0.3	0.5
	Ardoise 1	-0.1	-0.4	-0.2	-0.2	-0.2	0.2
	Tuile 1	0.1	0.0	0.5	0.3	-0.1	-0.1
Hc	Tuile 2	-0.1	-0.4	0.1	0.0	-0.3	-0.1
µg/l	Zinc 1	-0.2	0.1	-0.1	-0.1	0.1	0.0
	Ardoise 1	-0.3	-0.2	-0.2	-0.2	0.1	0.5

	Site	Imoy (mm/h)	Htot (mm)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
	Tuile 1	0.2	0.7	0.2	0.2	0.2	0.2
Cd	Tuile 2	0.6	0.6	0.6	0.6	0.0	0.5
g/ha	Zinc 1	0.4	0.7	0.4	0.4	0.0	0.4
	Ardoise 1	0.5	0.7	0.4	0.4	0.1	0.2
	Tuile 1	0.6	0.5	0.7	0.8	-0.2	0.5
Cu	Tuile 2	0.5	0.7	0.4	0.5	-0.1	0.5
g/ha	Zinc 1	0.6	0.5	0.5	0.6	-0.3	0.5
	Ardoise 1	0.8	0.6	0.8	0.9	-0.2	0.4
	Tuile 1	0.8	0.5	0.9	0.9	-0.3	0.5
Pb	Tuile 2	0.4	0.8	0.3	0.4	0.0	0.3
g/ha	Zinc 1	0.5	0.5	0.5	0.5	-0.3	0.3
	Ardoise 1	0.7	0.8	0.7	0.8	0.0	0.4
	Tuile 1	0.5	0.6	0.6	0.6	0.0	0.4
Zn	Tuile 2	0.6	0.6	0.5	0.6	0.0	0.6
g/ha	Zinc 1	0.5	0.6	0.4	0.5	-0.1	0.5
	Ardoise 1	0.7	0.6	0.6	0.6	-0.1	0.2
	Tuile 1	0.3	0.4	0.5	0.5	0.2	-0.2
Hc	Tuile 2	0.0	-0.1	0.3	0.2	-0.2	-0.2
g/ha	Zinc 1	0.0	0.6	0.1	0.1	0.5	-0.1
	Ardoise 1	-0.2	0.3	0.1	0.1	0.5	0.1

Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Corrélations simples entre les caractéristiques des effluents de temps de pluie à l'exutoire et les caractéristiques de l'événement pluvieux

	MES mg/l	MVS mg/l	DCO mg/l	DBO5 mg/l	MES kg/ha	MVS kg/ha	DCO kg/ha	DBO5 kg/ha	% MVS/MES	% DCOp/DCO	% DBO5p/DBO5	DCO/DBO5
MES mg/l	1.00											
MVS mg/l	0.97	1.00										
DCO mg/l	0.84	0.87	1.00									
DBO5 mg/l	0.83	0.89	0.89	1.00								
MES kg/ha	0.31	0.17	0.09	0.02	1.00							
MVS kg/ha	0.29	0.21	0.13	0.08	0.95	1.00						
DCO kg/ha	0.12	0.05	0.16	0.01	0.84	0.90	1.00					
DBO5 kg/ha	0.02	-0.03	0.00	0.08	0.73	0.84	0.91	1.00				
% MVS/*MES	-0.22	-0.01	0.04	0.14	-0.60	-0.37	-0.28	-0.12	1.00			
% DCOp/DCO	0.66	0.63	0.54	0.42	0.43	0.39	0.24	0.07	-0.38	1.00		
% DBO5p/DBO5	0.69	0.65	0.55	0.55	0.45	0.41	0.23	0.18	-0.40	0.87	1.00	
DCO/DBO5	0.04	-0.03	0.20	-0.19	0.10	0.01	0.12	-0.20	-0.35	0.45	0.06	1.00
DCOp/MES	-0.26	-0.18	0.20	0.00	-0.38	-0.29	0.00	-0.07	0.45	-0.25	-0.29	0.49
DBO5p/MES	-0.25	-0.12	0.02	0.25	-0.36	-0.18	-0.02	0.27	0.68	-0.34	-0.16	-0.48
Imoy mm/h	0.42	0.28	0.23	0.20	0.37	0.21	0.14	0.08	-0.56	0.27	0.37	0.02
Htot mm	-0.38	-0.51	-0.55	-0.58	0.66	0.58	0.58	0.57	-0.51	-0.06	-0.08	0.08
Imax mm/h	0.23	0.05	-0.03	-0.12	0.69	0.48	0.38	0.19	-0.80	0.41	0.39	0.23
Imax20 mm/h	0.03	-0.15	-0.23	-0.32	0.67	0.44	0.34	0.17	-0.84	0.27	0.25	0.21
Durée h	-0.54	-0.51	-0.46	-0.40	0.14	0.28	0.40	0.53	0.31	-0.38	-0.38	-0.13
Tps sec	0.30	0.27	0.35	0.32	0.20	0.15	0.18	0.11	-0.23	0.04	0.19	0.00
Vtotal (m3)	-0.46	-0.55	-0.57	-0.58	0.60	0.60	0.64	0.67	-0.33	-0.18	-0.18	0.01
Qmax (m3/s)	-0.03	-0.21	-0.30	-0.39	0.70	0.50	0.39	0.24	-0.83	0.23	0.21	0.19
Qmoy (m3/s)	-0.03	-0.20	-0.27	-0.35	0.56	0.37	0.29	0.17	-0.78	0.18	0.15	0.18

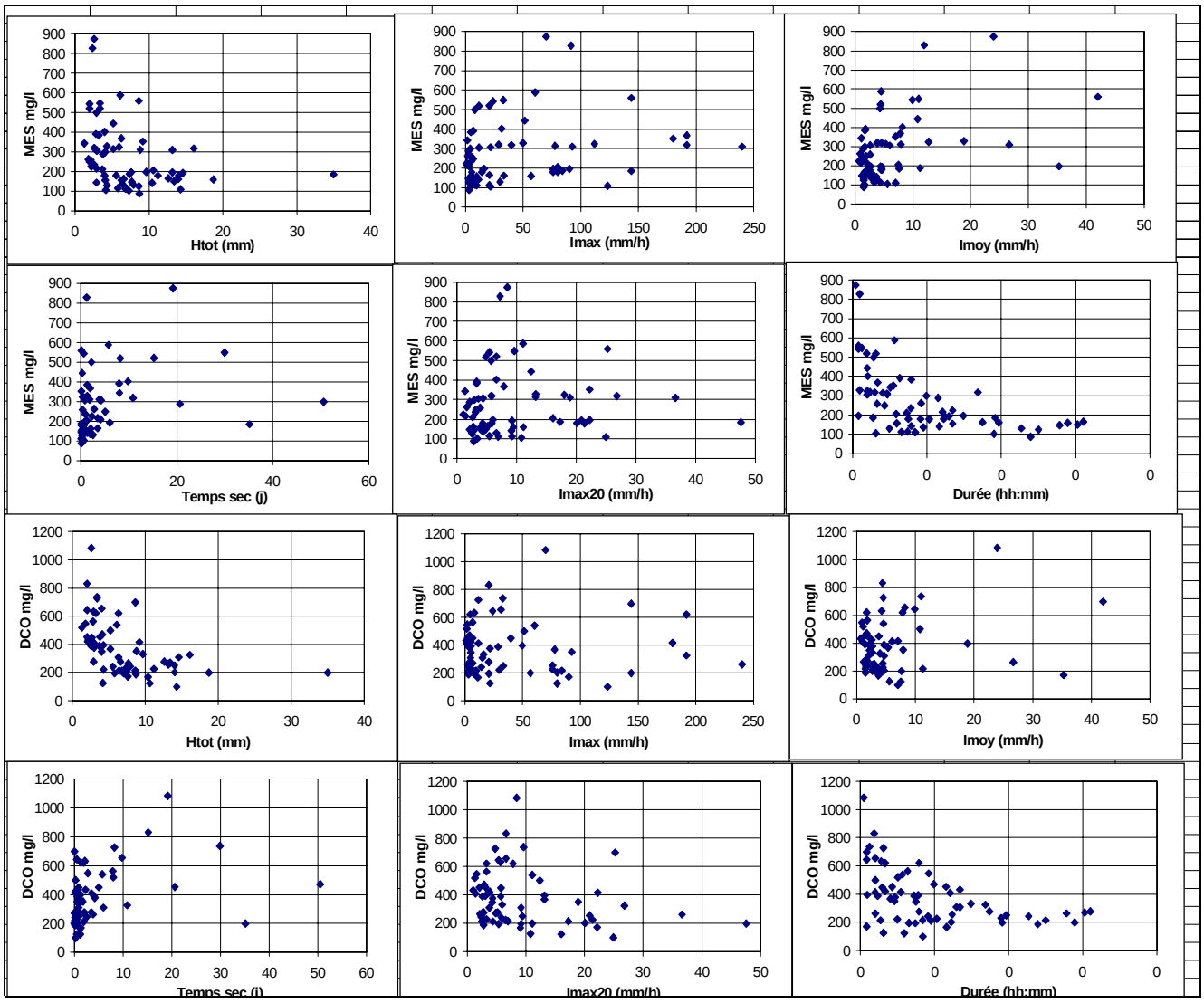
Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Corrélations simples entre les caractéristiques des effluents de temps de pluie à l'exutoire et les caractéristiques de l'événement pluvieux

Exutoire	Imoy (mm/h)	Htot (mm)	Imax (mm/h)	Imax5 (mm/h)	Durée (h:mn)	Temps sec (j)
Cd µg/l	0.1	-0.4	0.1	0.0	-0.5	0.4
Cu µg/l	0.4	-0.2	0.3	0.3	-0.6	0.4
Pb µg/l	0.3	0.1	0.4	0.4	-0.5	0.0
Zn µg/l	0.4	-0.3	0.3	0.3	-0.6	0.6
Hc µg/l	0.0	-0.1	0.1	0.1	-0.1	0.0
Cd g/ha	0.5	0.5	0.5	0.5	-0.1	0.1
Cu g/ha	0.7	0.7	0.6	0.7	-0.1	0.1
Pb g/ha	0.5	0.8	0.5	0.6	0.1	-0.1
Zn g/ha	0.7	0.8	0.6	0.7	0.0	-0.1
Hc g/ha	0.1	0.6	0.2	0.3	0.5	-0.1
%Cdp	-0.2	-0.7	-0.1	-0.1	-0.2	0.1
%Cup	0.1	-0.5	0.2	0.2	-0.5	0.1
%Pbp	0.2	-0.3	0.3	0.3	-0.5	0.1
%Znp	0.3	-0.3	0.4	0.4	-0.6	0.3
%Hcp	-0.1	0.1	-0.2	0.0	-0.1	-0.1
Cdp/MES	-0.1	-0.1	-0.1	-0.2	-0.1	0.2
Cup/MES	0.2	0.3	0.0	0.1	-0.1	0.1
Pbp/MES	0.1	0.5	0.1	0.1	0.2	-0.4
Znp/MES	0.2	0.1	0.1	0.1	-0.2	0.2
Hcp/MES	-0.2	0.2	-0.1	-0.1	0.4	-0.3

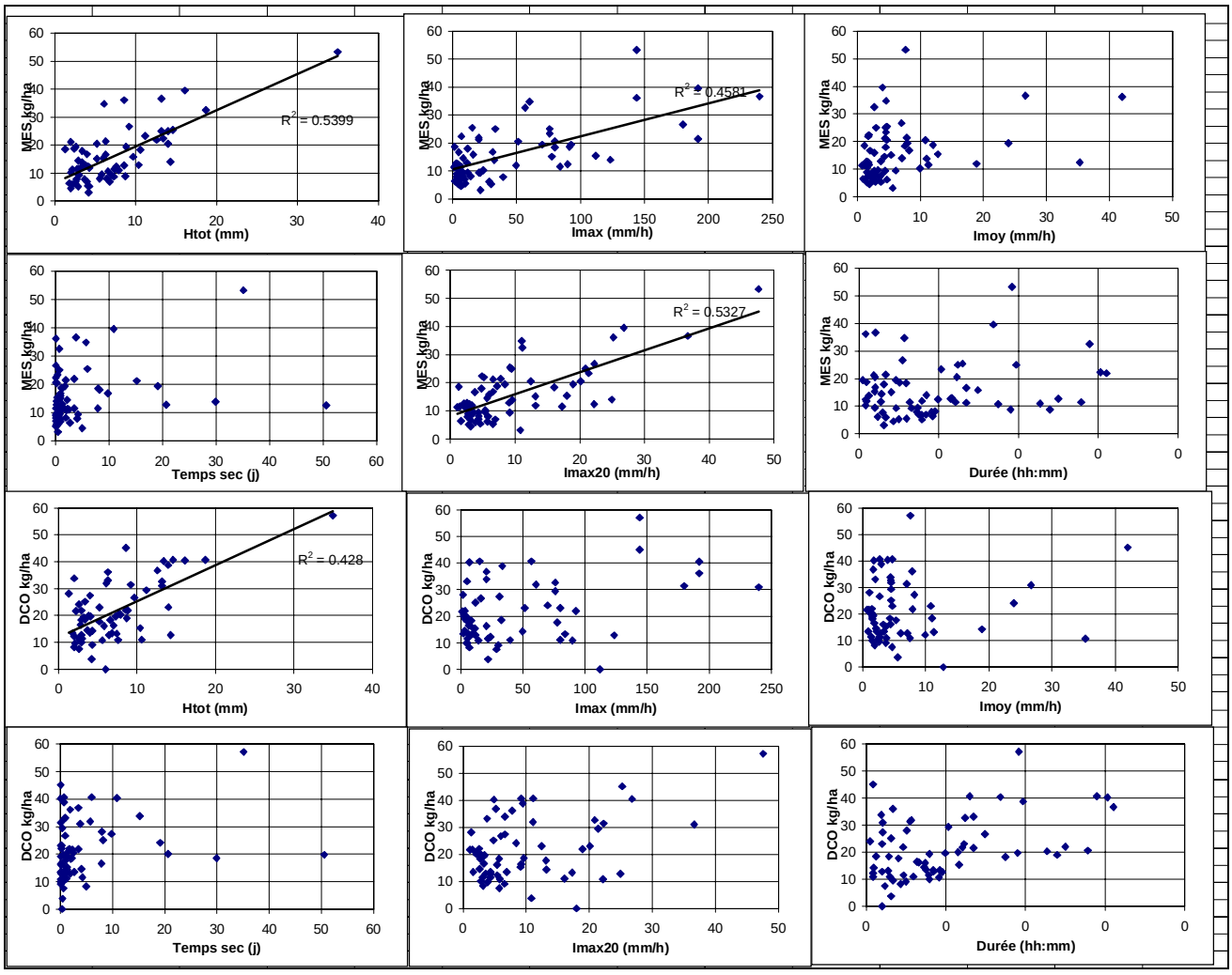
Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Concentrations moyennes en MES et DCO à l'exutoire en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux



Annexe 3.6. - Variabilité des caractéristiques des eaux pluviales en fonction de l'événement pluvieux

Masses de MES et DCO à l'exutoire en fonction des caractéristiques de l'événement pluvieux



Annexe 3.7. - Vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

Vitesse de chute des eaux de ruissellement de chaussée – étude de corrélation

		Pourcentage de MES par classe					Concentration MES par classe		
Tous avaloirs	**Classes**	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s
	> 0.2 cm/s	1.00							
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.65	1.00						
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.18	0.08	1.00					
	< 0.002 cm/s	-0.72	-0.91	-0.38	1.00				
	> 0.2 cm/s	0.59	0.67	0.12	-0.70	1.00			
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.24	0.65	0.21	-0.58	0.85	1.00		
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.01	0.45	0.48	-0.48	0.72	0.92	1.00	
	< 0.002 cm/s	-0.38	-0.02	0.15	0.11	0.34	0.58	0.70	1

		Pourcentage de MES par classe					Concentration MES par classe		
Turenne	**Classes**	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s
	> 0.2 cm/s	1.00							
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.64	1.00						
classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.09	0.49	1.00					
	< 0.002 cm/s	-0.81	-0.94	-0.55	1.00				
	> 0.2 cm/s	0.82	0.71	0.31	-0.82	1.00			
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.70	0.76	0.37	-0.81	0.98	1.00		
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.69	0.73	0.44	-0.81	0.98	0.99	1.00	
	< 0.002 cm/s	0.19	-0.25	-0.50	0.17	0.35	0.33	0.31	1.00

		Pourcentage de MES par classe					Concentration MES par classe		
Roi de Sicile	**Classes**	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s
	> 0.2 cm/s	1.00							
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.80	1.00						
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.40	-0.26	1.00					
	< 0.002 cm/s	-0.80	-0.90	-0.10	1.00				
	> 0.2 cm/s	0.90	0.69	-0.42	-0.67	1.00			
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.85	0.83	-0.40	-0.75	0.95	1.00		
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.26	0.26	0.27	-0.41	0.56	0.59	1.00	
	< 0.002 cm/s	-0.42	-0.54	-0.35	0.70	-0.07	-0.12	0.16	1.00

		Pourcentage de MES par classe					Concentration MES par classe		
Marché des Blancs Manteaux	**Classes**	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s
	> 0.2 cm/s	1.00							
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.62	1.00						
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.17	0.01	1.00					
	< 0.002 cm/s	-0.75	-0.89	-0.31	1.00				
	> 0.2 cm/s	0.85	0.78	0.00	-0.85	1.00			
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.68	0.90	0.03	-0.87	0.93	1.00		
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.53	0.76	0.40	-0.86	0.83	0.91	1.00	
	< 0.002 cm/s	-0.25	0.05	-0.04	0.09	-0.03	0.19	0.29	1.00

Annexe 3.7. - Vitesse de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

Vitesse de chute des eaux de ruissellement de chaussée – étude de corrélation avec la pluviométrie

Tous avaloirs	Classes	IMOY (mm/h)	IMAX (mm/h)	HTOT (mm)	DUREE (h)	TSEC (j)
	> 0.2 cm/s	0.69	0.60	0.09	-0.37	0.05
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.51	0.50	0.14	-0.23	0.17
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.03	-0.03	-0.07	-0.08	-0.01
	< 0.002 cm/s	-0.57	-0.53	-0.09	0.32	-0.12
	> 0.2 cm/s	0.60	0.41	-0.22	-0.40	0.24
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.31	0.21	-0.24	-0.29	0.26
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.16	0.11	-0.31	-0.27	0.30
	< 0.002 cm/s	-0.22	-0.11	-0.37	-0.12	0.21

Turenne	Classes	IMOY (mm/h)	IMAX (mm/h)	HTOT (mm)	DUREE (h)	TSEC (j)
	> 0.2 cm/s	0.64	0.55	-0.43	-0.59	0.34
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.56	-0.02	-0.36	-0.29	0.55
classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.25	-0.47	0.07	0.22	0.15
	< 0.002 cm/s	-0.65	-0.12	0.36	0.37	-0.48
	> 0.2 cm/s	0.94	0.19	-0.58	-0.62	0.64
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.96	0.08	-0.56	-0.56	0.74
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.96	0.04	-0.55	-0.54	0.70
	< 0.002 cm/s	0.53	0.41	-0.41	-0.51	0.39

Marché des Blancs Manteaux	Classes	IMOY (mm/h)	IMAX (mm/h)	HTOT (mm)	DUREE (h)	TSEC (j)
	> 0.2 cm/s	0.84	0.69	-0.14	-0.50	-0.13
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.62	0.64	0.02	-0.25	-0.18
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.02	-0.01	-0.12	-0.20	-0.30
	< 0.002 cm/s	-0.74	-0.69	0.10	0.45	0.28
	> 0.2 cm/s	0.78	0.64	-0.17	-0.38	-0.16
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.61	0.52	-0.20	-0.32	-0.14
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.48	0.37	-0.33	-0.40	-0.19
	< 0.002 cm/s	-0.44	-0.47	-0.47	-0.13	0.38

Roi de Sicile	Classes	IMOY (mm/h)	IMAX (mm/h)	HTOT (mm)	DUREE (h)	TSEC (j)
	> 0.2 cm/s	0.56	0.60	0.33	0.01	0.34
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.61	0.53	0.41	0.17	-0.03
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.33	-0.14	-0.14	-0.05	-0.15
	< 0.002 cm/s	-0.50	-0.56	-0.36	-0.09	-0.07
	> 0.2 cm/s	0.34	0.60	0.25	0.05	0.61
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.42	0.58	0.26	0.09	0.43
MES par classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.11	0.39	-0.04	-0.03	0.59
	< 0.002 cm/s	-0.39	-0.29	-0.41	-0.13	0.43

Annexe 3.7. Vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

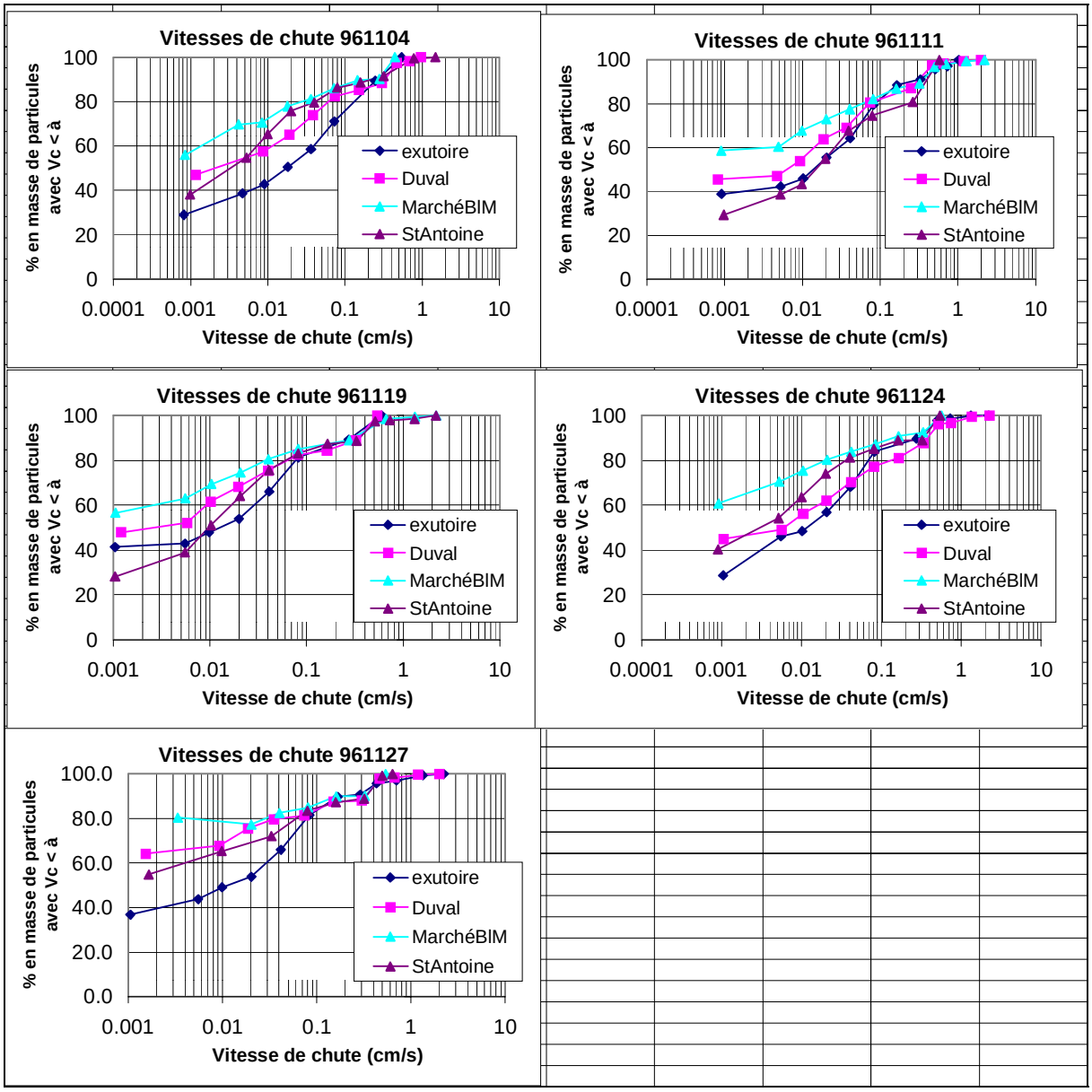
Vitesses de chute par temps de pluie à l'exutoire – étude de corrélation

		Concentration	Pourcentage de MES par classe				Concentration MES par classe			
		MES mg/l	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s	> 0.2 cm/s	0.02 à 0.2 cm/s	0.002 à 0.02 cm/s	< 0.002 cm/s
	> 0.2 cm/s	0.61	1.00							
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.59	0.13	1.00						
classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.27	-0.36	-0.10	1.00					
	< 0.002 cm/s	-0.70	-0.51	-0.82	-0.15	1.00				
	> 0.2 cm/s	0.91	0.81	0.33	-0.33	-0.58	1.00			
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.98	0.55	0.71	-0.25	-0.77	0.85	1.00		
par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.85	0.36	0.66	0.22	-0.82	0.66	0.86	1.00	
	< 0.002 cm/s	0.51	0.00	0.19	-0.45	0.04	0.28	0.46	0.31	1.00
	> 0.2 cm/s	-0.23	-0.48	-0.14	-0.15	0.44	-0.30	-0.22	-0.32	0.25
Teneur MVS	0.02 à 0.2 cm/s	-0.14	-0.32	-0.19	-0.31	0.46	-0.17	-0.17	-0.30	0.36
par classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.03	-0.12	-0.10	-0.33	0.28	-0.02	-0.05	-0.20	0.22
	< 0.002 cm/s	0.14	-0.03	0.12	-0.40	0.09	0.10	0.13	-0.07	0.38

		IMOY (mm/h)	IMAX (mm/h)	HTOT (mm)	DUREE (h)	TSEC (j)	Imax 20	Vtotal (m3)	Qmax (m3/s)
	> 0.2 cm/s	0.45	0.14	-0.01	-0.43	0.15	0.17	-0.11	0.16
% MES par	0.02 à 0.2 cm/s	0.43	0.44	-0.05	-0.28	0.04	0.32	-0.17	0.29
classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.13	0.44	0.26	0.00	-0.16	0.38	0.09	0.38
	< 0.002 cm/s	-0.65	-0.62	-0.06	0.47	-0.05	-0.51	0.16	-0.48
	> 0.2 cm/s	0.61	0.13	-0.25	-0.38	0.24	0.04	-0.31	0.00
Concentration	0.02 à 0.2 cm/s	0.65	0.27	-0.31	-0.46	0.19	0.14	-0.39	0.08
par classe	0.002 à 0.02 cm/s	0.71	0.53	-0.17	-0.48	0.15	0.33	-0.31	0.27
	< 0.002 cm/s	-0.01	-0.32	-0.52	-0.21	0.38	-0.38	-0.40	-0.43
	> 0.2 cm/s	-0.27	-0.53	-0.35	0.42	-0.27	-0.59	-0.14	-0.58
Teneur MVS	0.02 à 0.2 cm/s	-0.57	-0.78	-0.48	0.49	-0.18	-0.79	-0.29	-0.80
par classe	0.002 à 0.02 cm/s	-0.41	-0.67	-0.44	0.45	-0.34	-0.71	-0.27	-0.72
	< 0.002 cm/s	-0.32	-0.53	-0.39	0.37	0.03	-0.57	-0.32	-0.57

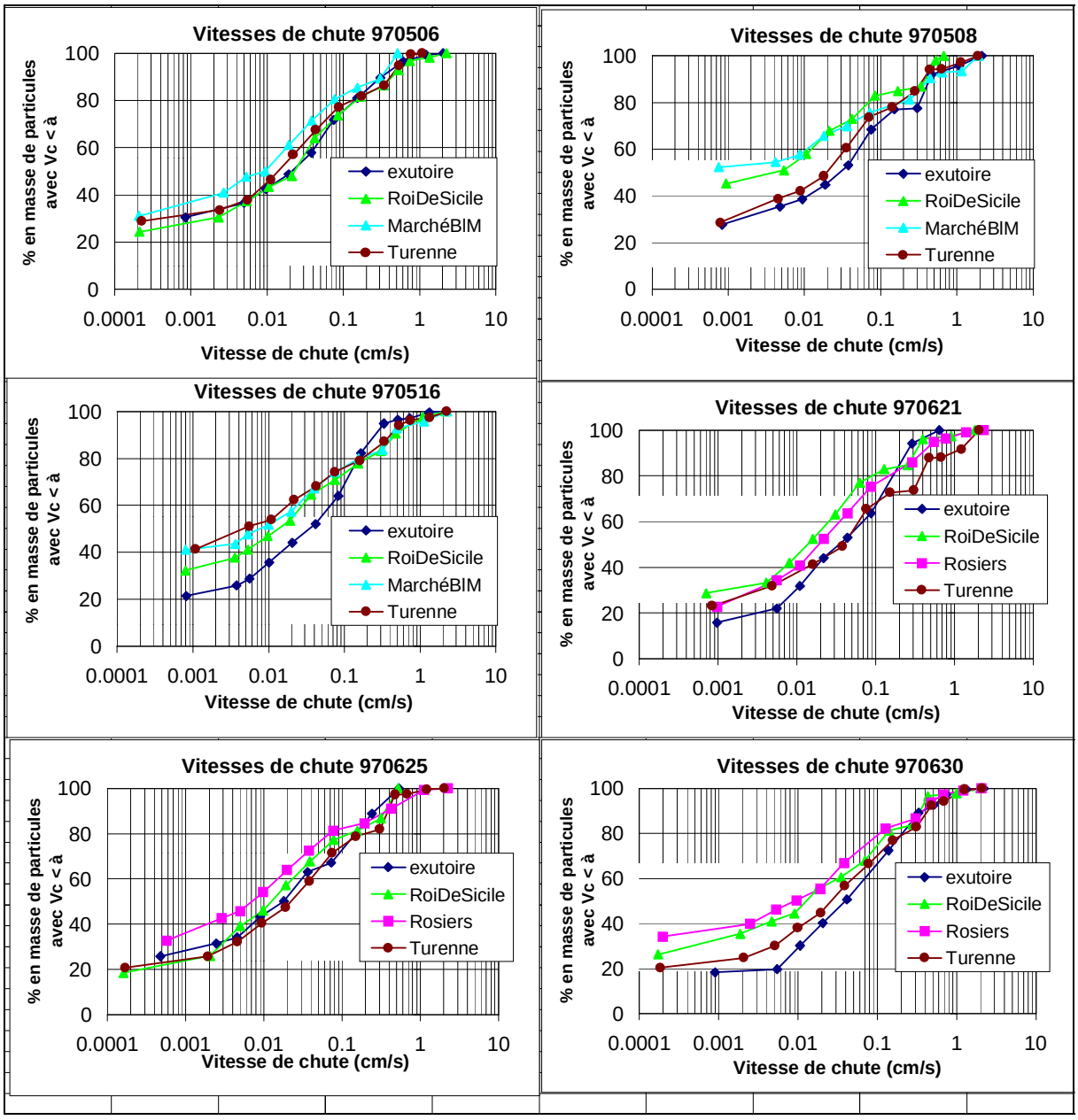
Annexe 3.7. Vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

Comparaison des distributions de vitesses de chute, pour une même pluie, dans les eaux de ruissellement de voirie et à l'exutoire du bassin



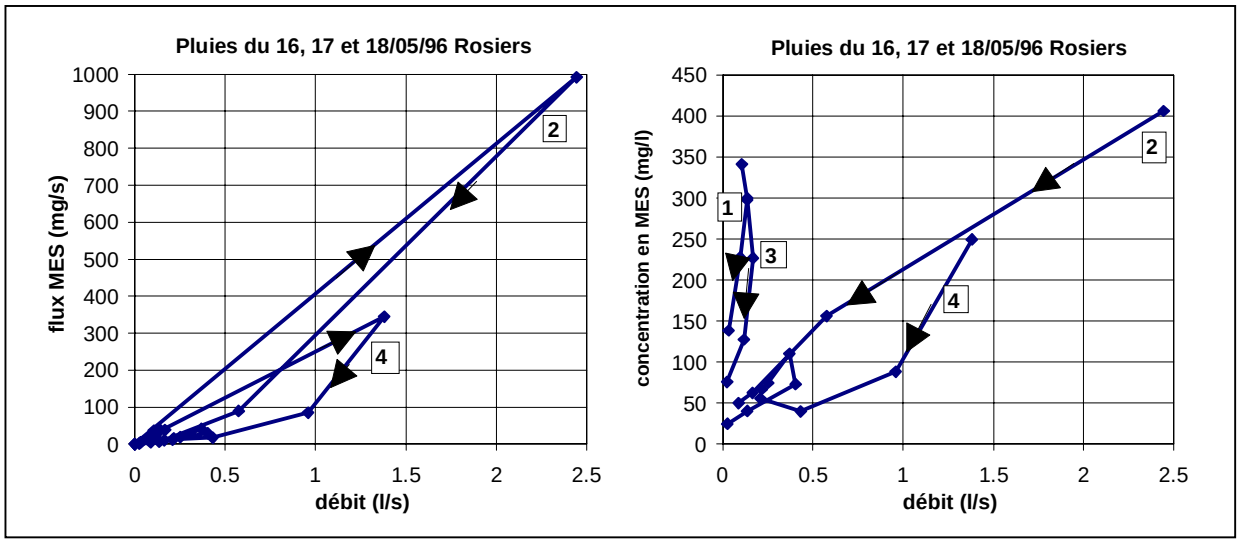
Annexe 3.7. Vitesses de chute des particules en suspension dans les eaux pluviales

Comparaison des distributions de vitesses de chute, pour une même pluie, dans les eaux de ruissellement de voirie et à l'exutoire du bassin

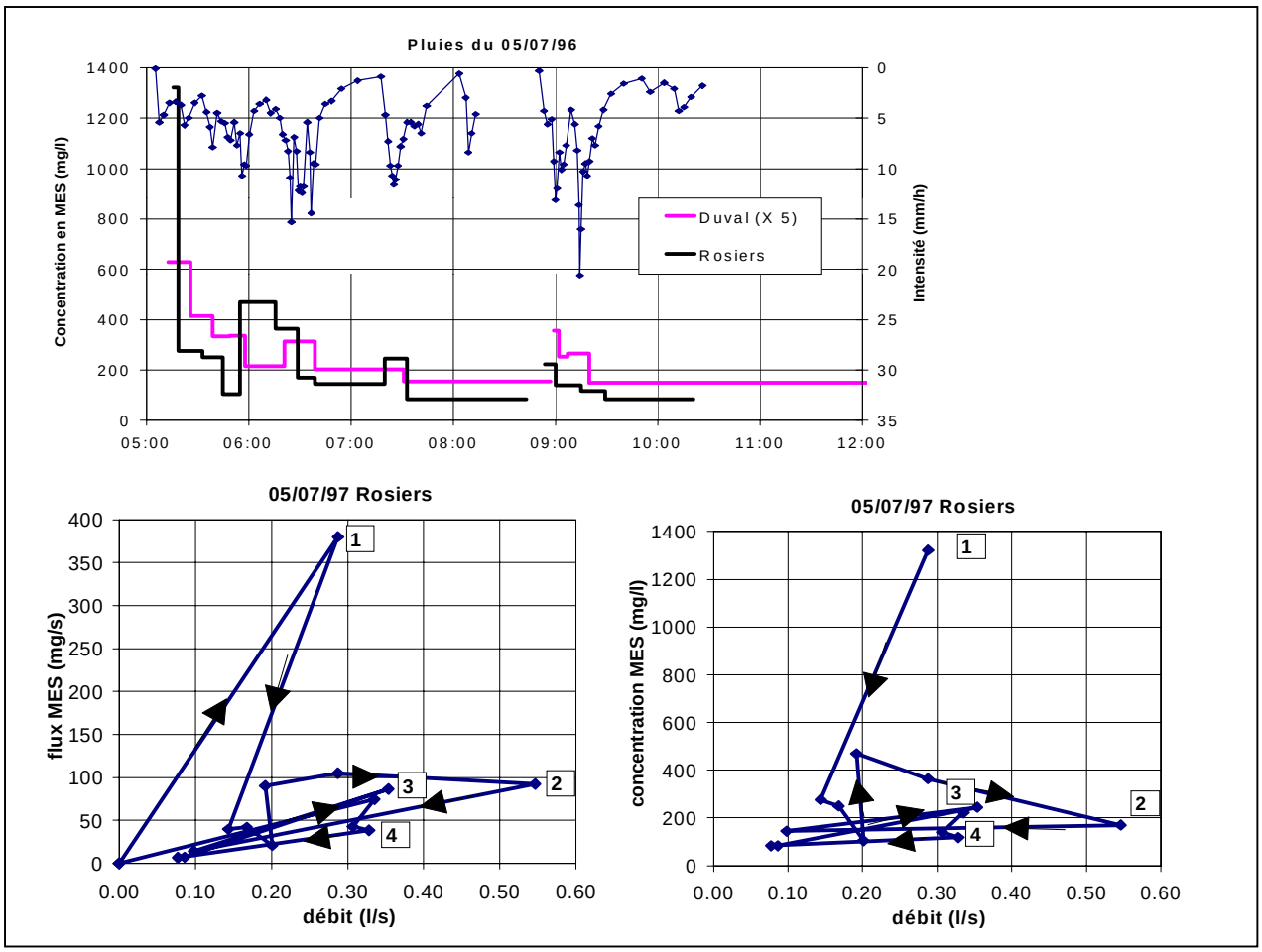


Annexe 3.8. - Répartition de la pollution des eaux de ruissellement de chaussée au cours de l'événement pluvieux

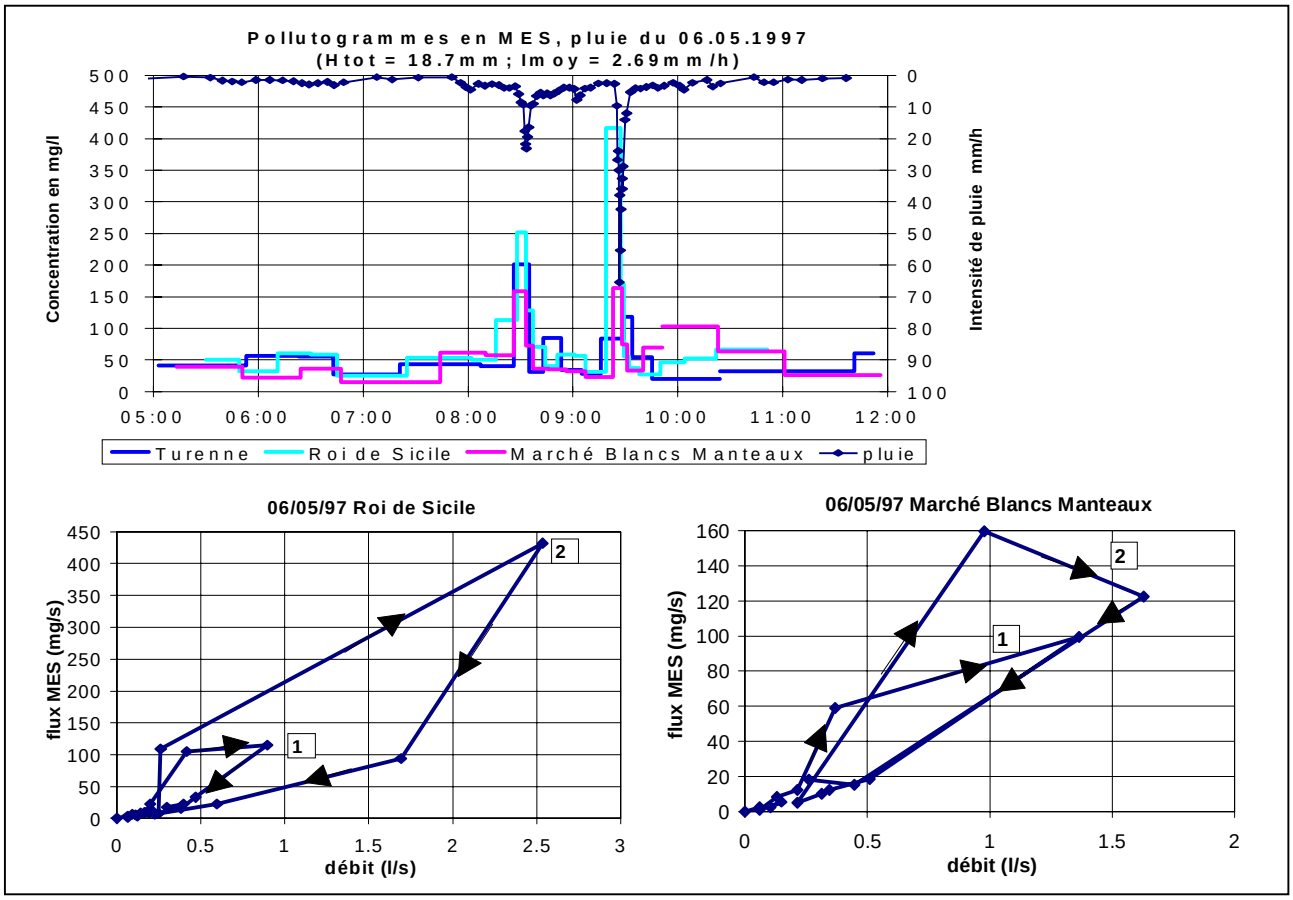
Pluies du 16, 17 et 18 mai 1996



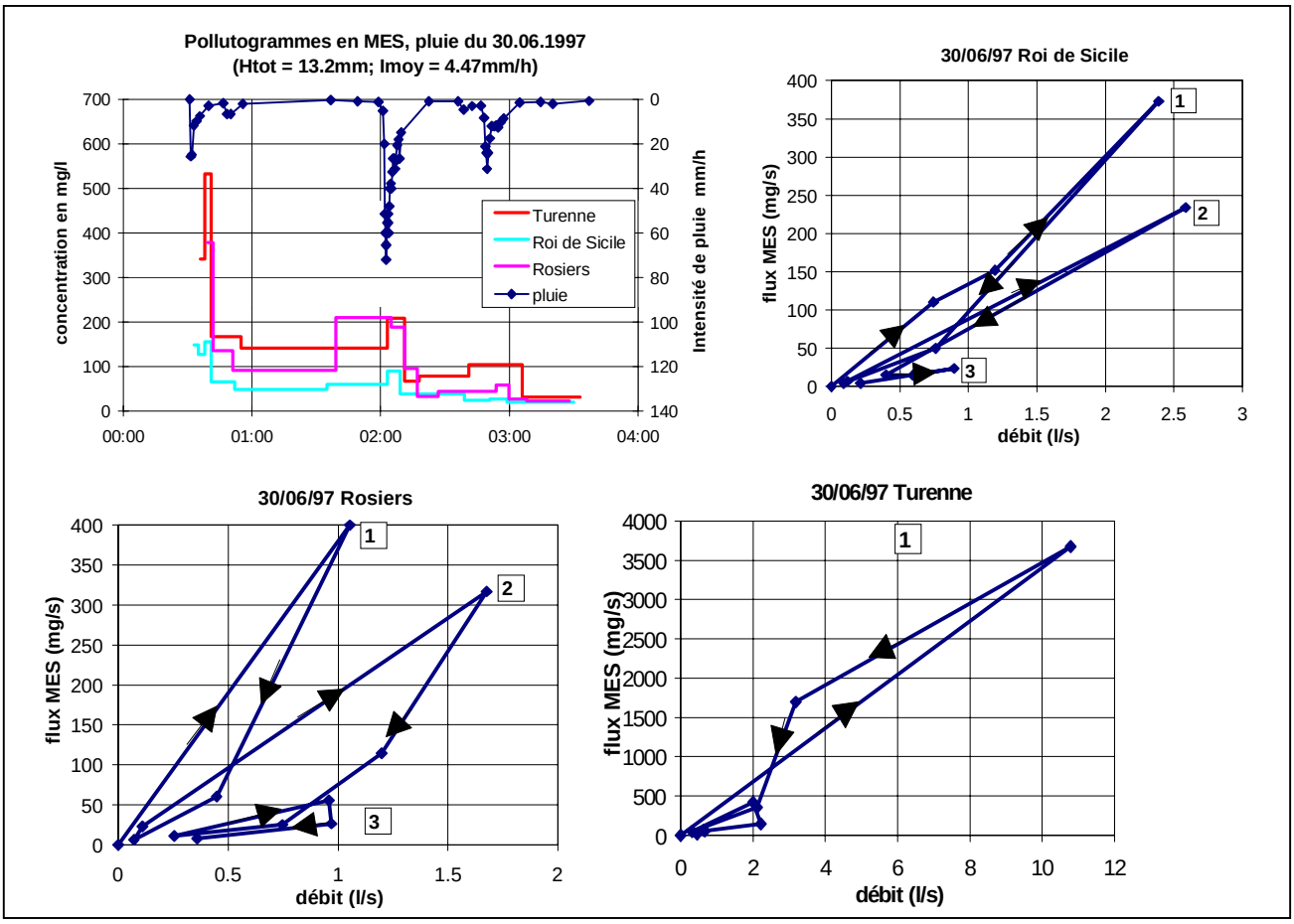
Pluie du 05 juillet 1997



Pluie du 06 mai 1997

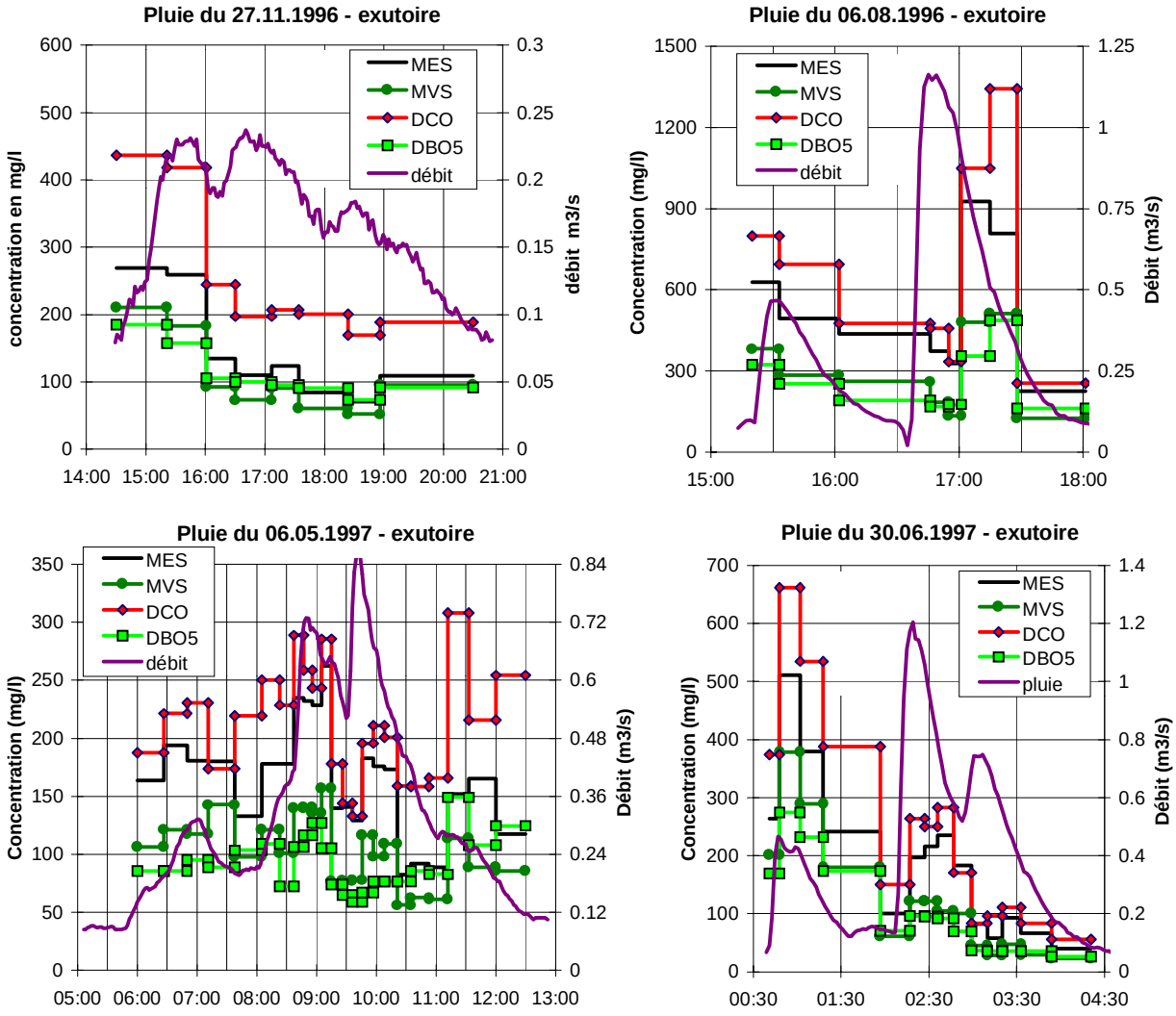


Pluie du 30 juin 1996

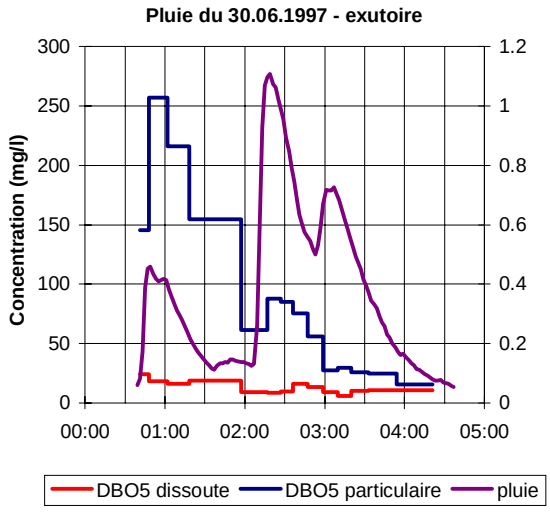


Annexe 3.9. - Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant

Comparaison des pollutogrammes en MES, MVS, DCO et DBO5

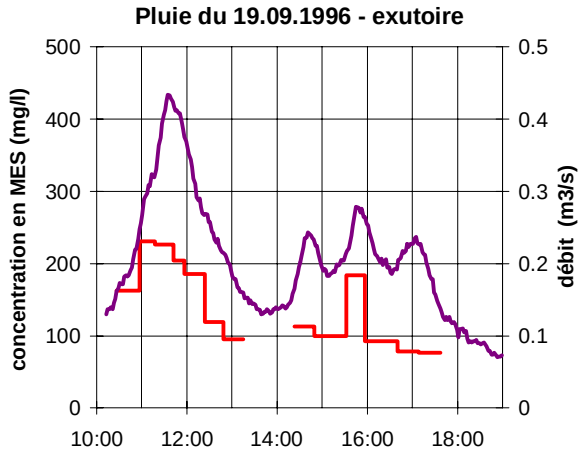


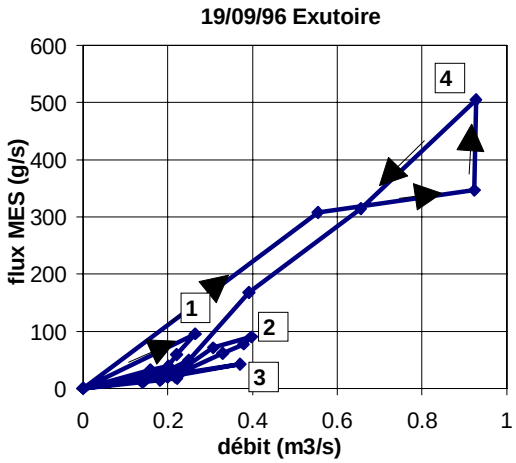
Pollutogrammes en DBO5 dissoute et particulaire, pluie du 30/06/97

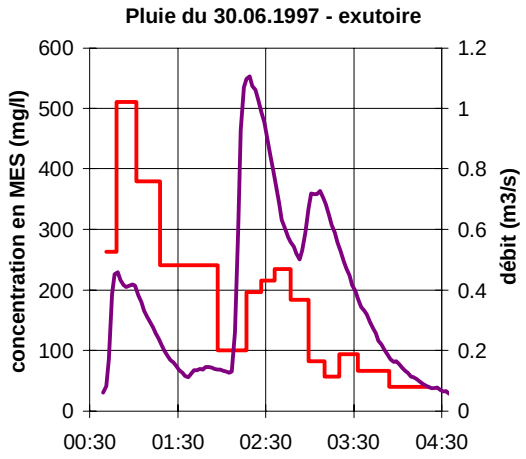


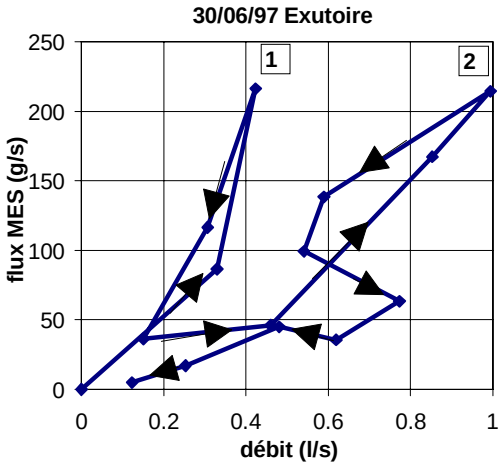
Annexe 3.9. - Répartition de la pollution au cours de l'événement pluvieux à l'exutoire du bassin versant

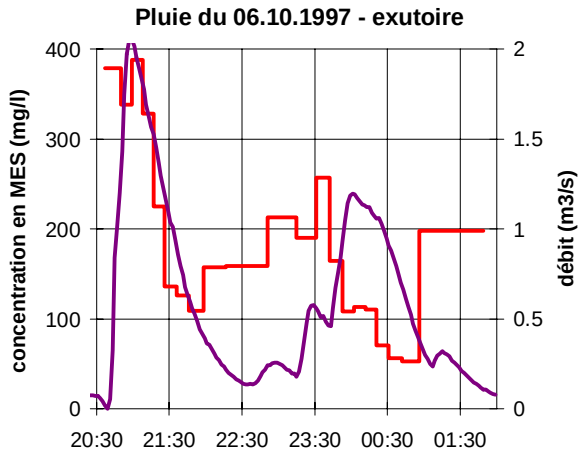
Relation flux-débit pour des pluies à plusieurs pics de débit

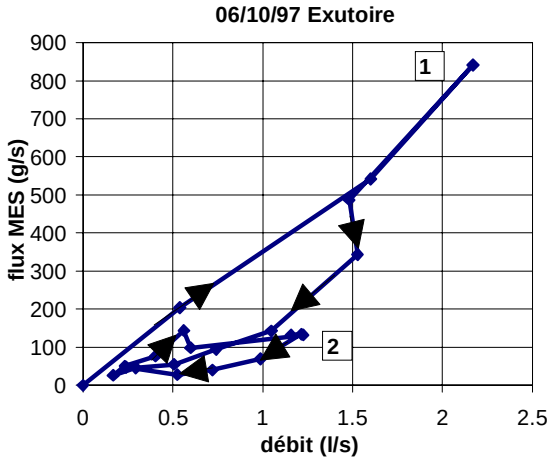












Annexe 4. – Incertitudes sur les concentrations moyennes mesurées au cours d'un événement pluvieux

moyenne +/- écart type de l'erreur E=(Cmesuré-Créel)/Créel				
Total	MES	MVS	DCO	DBO5
toitures	0 +/- 3	0 +/- 3	0 +/- 3	0 +/- 2
cours	-21 +/- 16	-21 +/- 16	-16 +/- 14	-16 +/- 14
chaussées	0 +/- 3	0 +/- 3	0 +/- 3	0 +/- 2
exutoire pluie	18 +/- 9	18 +/- 9	6 +/- 9	6 +/- 9
exutoire temps sec	12 +/- 7	12 +/- 7	0 +/- 7	0 +/- 7

moyenne +/- écart type de l'erreur E=(Cmesuré-Créel)/Créel					
Total		**Cd**	**Cu**	**Pb**	**Zn**
toitures	tranche 1	0 +/- 20	0 +/- 23	0 +/- 11	0 +/- 8
	tranche 2	0 +/- 6	0 +/- 6	0 +/- 4	0 +/- 3
	tranche 3	0 +/- 3	0 +/- 2		
cours	tranche 1	-21 +/- 25	-21 +/- 28	-21 +/- 20	-21 +/- 17
	tranche 2	-21 +/- 17	-21 +/- 17	-21 +/- 16	-21 +/- 16
	tranche 3	-21 +/- 16	-21 +/- 15		
chaussées	tranche 1	0 +/- 20	+/- 23	0 +/- 11	0 +/- 8
	tranche 2	0 +/- 6	0 +/- 6	0 +/- 4	0 +/- 3
	tranche 3	0 +/- 3	0 +/- 3		
exutoire pluie	tranche 1	18 +/- 22	18 +/- 25	18 +/- 15	18 +/- 12
	tranche 2	18 +/- 11	18 +/- 11	18 +/- 10	18 +/- 10
	tranche 3	18 +/- 10	18 +/- 10		
exutoire temps sec 1h-8h	tranche 1	-14 +/- 25	-14 +/- 28	-14 +/- 20	-14 +/- 18
	tranche 2	-14 +/- 17	-14 +/- 17	-14 +/- 17	-14 +/- 17
	tranche 3	-14 +/- 17	-14 +/- 16		
8h-16h	tranche 1	10 +/- 21	10 +/- 24	10 +/- 13	10 +/- 10
	tranche 2	10 +/- 9	10 +/- 9	10 +/- 7	10 +/- 7
	tranche 3	10 +/- 7	10 +/- 7		
16h-1h	tranche 1	11 +/- 21	11 +/- 24	11 +/- 13	11 +/- 10
	tranche 2	11 +/- 9	11 +/- 9	11 +/- 7	11 +/- 7
	tranche 3	11 +/- 7	11 +/- 7		

	Cd	Cu	Pb	Zn	
tranche 1	< 1.6 µg/l	< 70 µg/l	< 500 µg/l	< 6000 µg/l	
tranche 2	1.6 à 5 µg/l	70 à 300 µg/l	> 500 µg/l	> 6000 µg/l	
tranche 3	> 5 µg/l	> 300 µg/l			