HAL
open science

Caractérisation des eaux usées au Liban : impact sur le fonctionnement des stations d'épuration

Elias Maatouk

To cite this version:

Elias Maatouk. Caractérisation des eaux usées au Liban : impact sur le fonctionnement des stations d'épuration. Ingénierie de l'environnement. Université Paris-Est, 2014. Français. NNT : 2014PEST1110 . tel-01137493

HAL Id: tel-01137493

https://pastel.hal.science/tel-01137493v1

Submitted on 30 Mar 2015

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

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

Université Libanaise
Ecole doctorale de
Sciences et Technologie

UNIVERSITÉ PARIS-EST

THESE EN COTUTELLE

Pour obtenir le grade de Docteur délivré par

L'Université Paris-Est

École Doctorale Sciences, Ingénierie et Environnement

Et

L'Université Libanaise

École Doctorale des Sciences et Technologie

Spécialité :Sciences de l'eau et de l'environnement

Présentée et soutenue publiquement par

MAATOUK Elias

Le 8 décembre 2014

Caractérisation des eaux usées au Liban : impact sur le fonctionnement des stations d'épuration

Directeur de thèse **: MOILLERON Régis**
Co-Directeur de la thèse **: El SAMRANI Antoine**

Membres du Jury

RUBAN Véronique	Directeur de Recherche – IFSTTAR – Nantes	**Rapporteur**
RISO Ricardo	Professeur – Université de Bretagne Occidentale	**Rapporteur**
CHEBBO Ghassan	Professeur – Université Libanaise	**Examinateur**
TAHA Samir	Professeur – Université Libanaise	**Examinateur**
HALWANI Jalal	Professeur – Université Libanaise	**Examinateur**
VARRAULT Gilles	Professeur – Université Paris-Est Créteil	**Co – Encadrant**
El SAMRANI Antoine	Professeur – Université Libanaise	**Co – Directeur de thèse**
MOILLERON Régis	Professeur – Université Paris-Est Créteil	**Directeur de thèse**
ROCHER Vincent	Docteur – SIAAP	**Invité**

Cette étude est dédiée
à l'âme de mon défunt père

Remerciements

Lors de cette thèse réalisée en cotutelle entre le Liban (9 mois par an) et la France (3 mois par an), j'ai rencontré beaucoup de personnes pendant les quatre ans de travail, je voudrais les remercier.

Je tiens à remercier Monsieur Bassam BADRAN, Directeur du PRASE et Monsieur Bruno TASSIN, alors Directeur du Leesu pour m'avoir accueilli au sein de leur laboratoire, pour leur soutien, leur aide et de m'avoir fourni tous les moyens nécessaires à la réalisation de ces travaux.

Je tiens à exprimer l'expression de ma plus profonde reconnaissance à Monsieur Antoine El SAMRANI qui fût un parfait directeur de thèse Libanais : merci pour son soutien et ses conseils surtout dans les moments difficiles. Un grand merci de m'avoir donné la chance de faire cette thèse.

Je tiens à exprimer ma plus profonde gratitude à Monsieur Régis MOILLERON mon directeur de thèse en France pour son soutien, sa disponibilité, ses conseils et pour toujours répondre à mes interrogations, ainsi que pour le temps consacré à la correction de ce manuscrit.

J'exprime mes sincères remerciements à Monsieur Gilles VARRAULT qui a co-encadré ma thèse en France et qui a été toujours prêt à partager son savoir et ses qualités de scientifique. Aussi, merci pour son écoute, son aide et pour le temps consacré à la correction de ce manuscrit.

Je tiens à remercier Monsieur Ghassan CHEBBO pour sa bonne humeur et ses remarques pertinentes durant mon premier séjour en France. Aussi, pour sa gentillesse, son aide et ses conseils. Monsieur CHEBBO a veillé et a beaucoup investi pour la réussite de cette coopération scientifique.

Je tiens également à remercier Madame Véronique RUBAN (IFSTTAR – Nantes) et Monsieur Ricardo RISO (Université de Bretagne Occidentale), qui m'ont fait l'honneur de bien vouloir participer à mon jury de thèse en tant que rapporteurs.

Je tiens aussi à remercier Monsieur Samir TAHA (Université Libanaise) et Monsieur Jalal HALWANI (Université Libanaise) qui ont accepté de participer à l'évaluation de ce travail.

Je tiens à remercier les cellules techniques du Leesu et du PRASE pour leurs coopérations au travail expérimental de cette thèse. Un grand merci à Mesdames Lila BOUDAHMANE, Sarah HADDAD, Sahar RIHAN, Manal HOUHOU, Messieurs Mohamed SAAD, Damien LHERM, Mohamed EL HAJJ et Alex SEGOR, pour leur aide sur le terrain. Je remercie également les membres du SIAAP pour leur coopération : Vincent ROCHER (Direction du Développement et de la Prospective) ainsi que Céline BRIAND, Julien POUILLAUDE et Sylvain FOUILLAUD.

Je tiens à remercier également Madame Véronique KAZPARD (Université libanaise), Monsieur Mounir ABI SAID (Université Libanaise), Dany AZAR (Université Libanaise), Monsieur Ahmad KOBEISSI pour son investissement et ses conseils dans la partie statistique de la thèse (Université libanaise) et Monsieur Vincent ROCHER (SIAAP), pour m'avoir aidé et conseillé durant ce travail.

Mes remerciements vont également à Monsieur Joseph NOSEIR, directeur général de l'office de l'eau à Beyrouth et au Mont Liban pour l'accès qu'il m'a accordé au site de prélèvement d'Al Ghadir, à Messieurs Elias SALAMEH, Riad DOUMIATI, Mohammad MAAD, KHODR GHAZWE pour la facilité qu'ils ont offert sur les autres sites de prélèvement.

Je tiens à remercier également Monsieur Bruno LEMAIRE pour ses encouragements, Mesdames Annick PIAZZA, Catherine CHARLEUX et Cécile BLANCHEMANCHE pour leur aide administrative.

Je tiens à remercier également mes collègues et amis de thèse qui sont nombreux, je pense à Rawaa AMMAR, Valérie AZZI, Fatima YASSINE, Youssef NOHRA, Nathalie SLEIMAN, Darine GEARA MATTA,

Ali KANSO, Ali HANNOUCHE, Mohamed RAMMAL, Ali FADEL, Hussein KHALIL, Hussein KANBAR, Eliane El HAYEK, Nour HANNA, Mohamed El HAJJ, Hani El ASSAAD, Abboud HAJJAR, Yaarob AUDI, Mahran HAIDAR, Hiba MAKHLOUF, Zeinab et Fatima MATAR, Rania ZUOGHEIB, Marwa El BANNA et Rabih El MURR : merci à vous tous.

Enfin, Je remercie ma mère, mon frère et ma fiancée Miriana qui m'ont accompagné tout au long de mon parcours et sans lesquels je n'aurais probablement pas fait ce doctorat.

Table des matières

I CHAPITRE 1 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE 22

I.1 Introduction 23

I.2 Bilan hydrique annuel 24

I.3 Besoins en eau 26

I.4 Demande en Eau dans le pays 27

I.5 La construction de barrages 30

I.6 Les eaux de surface au Liban 31
I.6.1 Fleuve Litani 33
I.6.2 Fleuve Beyrouth 36
I.6.3 Fleuve El Kalb 38

I.7 Gestion des eaux usées 40
I.7.1 Rejets des eaux usées 41
I.7.2 Eaux usées domestiques 42

I.8 Stations d'épuration 44
I.8.1 Cas de la Région du Grand Beyrouth 45

I.9 Assainissement en Région Parisienne 48
I.9.1 Qualité des eaux usées en Île-de-France 52

I.10 Éléments traces métalliques (ETM) 58
I.10.1 Les ETM dans les eaux usées 59
I.10.2 Destinée des ETM au cours du traitement 60
I.10.3 Spéciation des ETM 62
I.10.4 Spéciation à l'aide de la DGT 63
I.10.5 Spéciation à l'aide du disque chélatant 63

I.11 Matière organique dissoute (MOD) 64
I.11.1 Protocole de fractionnement de la MOD 65
I.11.2 Interaction MOD-ETM 65

I.12 Conclusion 66

II CHAPITRE 2 MATÉRIELS ET MÉTHODES 67

II.1 Contexte expérimental 68

II.2 Choix des sites expérimentaux au Liban 68
II.2.1 Site de Jounieh (Golden Star) 69
II.2.2 Site d'Antelias 70
II.2.3 Site Fleuve Beyrouth 71
II.2.4 Site de la station de prétraitement d'Al Ghadir 72

II.3 Stratégie de prélèvement 73

II.3.1 Le prélèvement ponctuel 73
II.3.2 Le prélèvement en continu 74

II.4 Présentation des sites en France 75
II.4.1 Émissaires Seine-Aval 76
II.4.2 Émissaire Seine-Amont 77
II.4.3 Émissaire Marne-Aval 77
II.4.4 Station d'épuration de Seine-Centre (SEC) 77
II.4.5 Impact sur le milieu récepteur 78

II.5 Bilan des campagnes de prélèvement 79

II.6 Les méthodes d'analyses 80

II.7 Paramètres globaux 81
II.7.1 Demande biochimique en oxygène (DBO) 81
II.7.2 Demande chimique en oxygène (DCO) 82
II.7.3 Biodégradabilité des eaux usées 82
II.7.4 Matière en suspension (MES) 83
II.7.5 Carbone organique dissous (COD) 83
II.7.6 Carbone organique particulaire (COP) 84
II.7.7 Potentiel Zeta 84
II.7.8 La distribution granulométrique 85
II.7.9 IRTF 87

II.8 Fractionnement de la MOD 87
II.8.1 Absorbance UV spécifique (SUVA) et % d'aromaticité 88

II.9 Analyse des éléments traces métalliques (ETM) 89
II.9.1 Préparation du matériel 89
II.9.2 Protocole de minéralisation et de préparation avant l'analyse 90
II.9.3 Mode d'analyse des éléments traces métalliques 91
II.9.4 Spectrométrie d'absorption atomique (SAA) 91
II.9.5 ICP-MS 91

II.10 Chromatographie ionique & photométrie de flamme 92

III CHAPITRE 3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS 93

III.1 Paramètres globaux Liban 96
III.1.1 Suivi ponctuel 96
III.1.2 Suivi en continu 107
III.1.3 Principales conclusions sur les paramètres globaux des eaux usées au Liban 129

III.2 Paramètres globaux en France 132
III.2.1 pH et conductivité 132
III.2.2 Conductivité 133
III.2.3 MES-COD 133
III.2.4 Synthèse des principales conclusions sur les caractéristiques des eaux usées en France. 142

III.3 Comparaison des paramètres globaux entre le Liban et la France 143
III.3.1 pH-Conductivité 143
III.3.2 MES- DBO_5 144
III.3.3 DCO_T –Biodégradabilité 146
III.3.4 Conclusion 148

III.4 Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sites du Liban 149
III.4.1 Le Zinc 149
III.4.2 Le Chrome 157
III.4.3 Le Cuivre 164
III.4.4 Le Plomb 171
III.4.5 Le Cadmium 178
III.4.6 Synthèse sur les ETM obtenus au Liban 184
III.4.7 Principales conclusions sur les ETM dans les eaux usées au Liban 185

III.5 ETM en France 189
III.5.1 ETM dans les émissaires 189
III.5.2 ETM dans le rejet de la STEP Seine Aval 194

III.6 Comparaison des ETM entre le Liban et la France 209
III.6.1 Le chrome 209
III.6.2 Le zinc 209
III.6.3 Le cuivre 210
III.6.4 Le cadmium 211
III.6.5 Le plomb 212
III.6.6 Conclusion 213

III.7 Matière Organique Dissoute (MOD) 215
III.7.1 MOD dans les émissaires 215
III.7.2 MOD de la STEP Seine centre 218
III.7.3 MOD dans le milieu récepteur et le rejet de SAV 221
III.7.4 Conclusion 226

IV CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES 227

V RÉFÉRENCES 231

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Carte du Liban (Source : CNRS, 2003) 23
Figure 2. Précipitations moyennes mensuelles durant 60 ans de mesures réparties sur deux périodes (1933-1963 et 1961-1990) (ACS bulletin, No.1/2000) 25
Figure 3. Apport en eau renouvelable dans plusieurs pays du Golfe Arabe et du Moyen-Orient. 26
Figure 4. Comparaison des usages de l'eau entre plusieurs pays selon différents secteur (MOE/UNDP/ECODIT, 2011) 28
Figure 5. Répartition des industries selon les départements 29
Figure 6. Demande annuelle en eau selon les départements (MEE 2010a) 29
Figure 7. Approvisionnement continu en eau (Banque mondiale 2009a) 30
Figure 8. Principaux bassins versants des rivières Libanaises 32
Figure 9. Représentation en eau de surface des rivières sur la base de leur débit 34
Figure 10. Barrage Quaraoun (El Fadel 2003) 35
Figure 11. Principaux villages qui déversent des eaux usées dans le cours supérieur du Litani 36
Figure 12. Différentes zones du fleuve Beyrouth 36
Figure 13. Débit moyen journalier du fleuve Beyrouth entre 2002 et 2011 37
Figure 14. Canal du fleuve Beyrouth dans sa partie aval 37
Figure 15. Rejets d'eaux usées de différentes origines dans la partie aval du fleuve 38
Figure 16. Tracé du fleuve El Kalb (Nakhlé, 2003) 38
Figure 17. Débit journalier du fleuve El Kalb sur la période 2002-2008 39
Figure 18. Pourcentages des immeubles non raccordés au réseau d'assainissement 40
Figure 19. Émissaires situés dans les zones côtières (CDR/LACECO, 2000c) 42
Figure 20. Maladies d'origine hydrique au Liban entre 2001 et 2010 44
Figure 21. Stations d'épuration prévues à l'échelle du Liban (CDR, 2002) 45
Figure 22. Bassin versant urbain de la station de Ghadir 46
Figure 23. STEP de la région du grand Beyrouth 46
Figure 24. Comparaison entre les pays Arabes concernant les réseaux d'assainissement et les eaux traitées (Water market middle East) MENA : Middle East National Average 47
Figure 25. Carte des stations d'épuration du SIAAP (Source SIAAP) 48
Figure 26. Évolution des capacités des stations d'épuration sur la période 1990-2012 (m^3/jour) 49
Figure 27. Destination des boues des usines du SIAAP (2005-2007) 50
Figure 28. Teneur en métaux dans les boues déshydratées de la STEP Seine Aval (Thévenot et al., 2002) 51
Figure 29. Production d'énergie par la station Seine Aval (source SIAAP) 52
Figure 30. Cycle des polluants en milieu urbain (site web OPUR) 53
Figure 31. Bassin versant expérimental du Marais (Gromaire-Mertz, 1998) 53
Figure 32. Concentration en polluants dans les eaux urbaines du Marais (Chebbo & Gromaire, 2008) 54
Figure 33. Bassins versants de la phase 2 du programme OPUR 54
Figure 34. Sites de mesure de la phase 3 du programme OPUR (Chebbo & Gromaire, 2008) 58
Figure 35. Élimination des métaux dissous dans les STEP pour différents types de traitement (boues activées : rouge-orangé) ; (biofiltration : bleu foncé) ; (lit bactérien : bleu clair). ND : non déterminé. Les éliminations négatives correspondent à une augmentation de la fraction dissoute. (Buzier, 2006). 61
Figure 36. Différentes formes d'un métal M en présence de constituants organiques et inorganiques en milieu aqueux (Buffle, 1988) 62
Figure 37. Schéma simplifié d'une DGT (Source Cemagref, 2011) 63
Figure 38. Dispositifs DGT installés en rivière (Gourlay-Francé, 2009) 63
Figure 39. Montage de la spéciation par disque chélatant 64
Figure 40. Montage du fractionnement de la MOD 65
Figure 41 Sites d'échantillonnages étudiés au Liban 69
Figure 42. Bassin versant de Jounieh (réseau d'assainissement en rouge) 70
Figure 43 Émissaire d'Antelias 71
Figure 44 Réseaux d'assainissement du bassin versant du fleuve Beyrouth 71
Figure 45. Point de prélèvement à l'exutoire du fleuve Beyrouth 72
Figure 46 Bassin versant urbain raccordé à la station d'Al Ghadir 73
Figure 47 Préleveur automatique MAXX pour les prélèvements moyens 24-heures 75

Figure 48 Carte des sites de prélèvement sur la Seine et la Marne 76
Figure 49 Carte du réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne et des usines du SIAAP..... 77
Figure 50 Points d'échantillonnage de la STEP Seine Centre 78
Figure 51. Sites de prélèvement pour le suivi du milieu récepteur 79
Figure 52. Organigramme récapitulatif des paramètres étudiés à Beyrouth et dans l'agglomération parisienne 80
Figure 53. Droite d'étalonnage pour la DCO établie à partir d'une solution d'hydrogénophtalate de potassium (HPK)..... 82
Figure 54. Courbe d'étalonnage du COD pour la gamme faible. (Effectué par SAAD au LEESU en 2013) 83
Figure 55. Courbe d'étalonnage du COD pour la gamme forte. (Effectué par SAAD au LEESU en 2013) 84
Figure 56. Courbe d'étalonnage du COP pour les gammes faible et forte (en jaune) (Effectué par SAAD au LEESU en 2013)..... 84
Figure 57 Principe du potentiel ZETA selon GOUY-CHAPMAN (à gauche) et STERN (à droite)..... 85
Figure 58 Schéma de fonctionnement du granulomètre Laser..... 86
Figure 59 Montage du fractionnement de la MOD 88
Figure 60 Démarche expérimentale pour analyser les ETM 90
Figure 61. Boites à moustaches pour les MES et MVS sur les quatre sites du Liban..... 98
Figure 62. Représentation sous forme de boites à moustaches de la charge (en mV) et taille des particules (en µm). 100
Figure 63. Représentation sous forme de boites à moustaches de la concentration en DBO_5 et de la biodégradabilité..... 102
Figure 64. Représentation sous forme de boites à moustaches et la DCO_D (en $mg0_2/L$)..... 104
Figure 65. Comparaison des valeurs du pH entre deux bassins versants selon la modalité de prélèvement en continu..... 107
Figure 66. Conductivité (en µS/cm) sous forme de pollutogramme entre Al Ghadir et Jounieh..... 108
Figure 67. Comparaison des sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la conductivité. Fig. a et b : jaune-jaune les différences sont non significatives ; rouge-vert les différences sont significatives. Fig. c et d chaque couleur pour le site Al Ghadir et son correspondant à Jounieh représente une différence significative..... 109
Figure 68. MVS en pourcentage des MES sous forme de pollutogramme entre Al Ghadir et Jounieh. 111
Figure 69. Boîte à moustaches pour les MES et MVS pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh selon les jours de la semaine et les jours du weekend, Gha Sem (Ghadir semaine) ; Gha Wee (Ghadir Weekend) ; Jou Sem (Jounieh Semaine)..... 112
Figure 70. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour les MES. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives..... 114
Figure 71. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour les MVS. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives..... 115
Figure 72. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis des MES et MVS. Fig. a, b, c et d chaque couleur et..... 116
Figure 73. DBO_5 totale et DCO totale à Al Ghadir et Jounieh en mgO_2/L. 118
Figure 74. Boîte à moustaches pour la DBO_5 et la DCO_T pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh selon les jours de la semaine et les jours du weekend, Gha Sem (Ghadir semaine) ; Gha Wee (Ghadir Weekend) ; Jou Sem (Jounieh Semaine)..... 119
Figure 75. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la DBO_5. (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives..... 121
Figure. 76 Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la DCO_T (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives..... 122
Figure 77. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis des de la DBO_5 et la DCO_T (en mgO_2/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur (à Al Ghadir) et son correspondant (à Jounieh) représente une différence significative. 123
Figure 78. Pollutogramme de la biodégradabilité et de la DCO_D pour Al Ghadir et Jounieh. 125
Figure 79. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour le rapport de la biodégradabilité DCO_T/DBO_5 et la DCO_D (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative..... 127

Figure 80. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis de la biodégradabilité et la DCO_D (en mgO_2/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative. 128
Figure 81. Récapitulatifs des résultats obtenus pour le suivi en continu et détermination de l'effet « heure » ou « jour »..... 131
Figure 82. Comparaison du pH entre le Liban et la France pour l'ensemble des eaux..... 143
Figure 83. Comparaison de la conductivité (en mS/cm) entre le Liban et la France pour l'ensemble des eaux. 144
Figure 84. Comparaison de la conductivité (en µS/cm) entre le Liban et la France pour les différents émissaires. 145
Figure 85. Comparaison de la DBO_5 (en mgO_2/L) entre le Liban et la France pour les différents émissaires. .. 146
Figure 86. Comparaison de la DCO_T (en mgO_2/L) entre le Liban et la France pour les différents émissaires.... 147
Figure 87. Comparaison de la Biodégradabilité entre le Liban et la France pour les différents émissaires..... 147
Figure 88. Concentration moyenne en Zinc total et dissous obtenue à Al Ghadir et Jounieh..... 152
Figure 89. Boîtes à moustache du Zinc total pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh (Gha : Al Ghadir ; Jou : Jounieh Sem : semaine ; W.E : weekend)..... 152
Figure 90. Différence entre effet heure et jour pour le Zinc total et dissous (en µg/L) sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 154
Figure 91. Différence entre effet heure et jour pour le Zinc total et dissous (en µg/L) sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 155
Figure 92. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du zinc (en µg/L). Fig. a et b chaque couleur et son correspondant représente une différence significative. Fig. c et d la couleur bleue représente une différence significative pour tous les intervalles entre les deux sites..... 156
Figure 93. Concentration moyenne du Chrome total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh. . 159
Figure 94. Concentration moyenne du Chrome total et dissous obtenue sur le site de Jounieh..... 159
Figure 95. Boîtes à moustache qui représentent le Chrome total et dissous sur les deux sites. 160
Figure 96. Différence entre effet heure et jour pour le Chrome total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 162
Figure 97. Différence entre effet heure et jour pour le Chrome total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 163
Figure 98. Concentration moyenne du cuivre total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh. 165
Figure 99.Dispersion du cuivre total et dissous sous forme d'une boîte à moustache des sites libanais. 166
Figure 100. Différence entre effet heure et jour pour le cuivre total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 168
Figure 101. Différence entre effet heure et jour pour le cuivre total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 169
Figure 102. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du cuivre (en µg/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative..... 170
Figure 103. Concentration moyenne du plomb total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh... 172
Figure 104. Boîtes à moustache du plomb total et dissous obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh ... 173
Figure 105. Différence entre effet heure et jour pour le plomb total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 175
Figure 106. Différence entre effet heure et jour pour le plomb total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 176
Figure 107. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du plomb (en µg/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative..... 177

Figure 108. Concentration moyenne du cadmium total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh. 179
Figure 109 Boîtes à moustache du cadmium total et dissous obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh 180
Figure 110. Différence entre effet heure et jour pour le cadmium total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 181
Figure 111. Différence entre effet heure et jour pour le cadmium total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative. 182
Figure 112. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du cadmium (en µg/L). Fig. a, b, c et d la couleur bleue représente une différence significative pour tous les intervalles entre les deux sites..... 183
Figure 113. Récapitulatif des résultats obtenus pour les ETM entre l'effet heure et l'effet jour. 188
Figure 114.Répartition et spéciation des ETM de la Seine 206
Figure 115. Boîtes à moustache des ETM mesurés dans la Seine en µg/L 207
Figure 116. Comparaison du Cr_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires. 209
Figure 117. Comparaison du Zn_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires 210
Figure 118. Comparaison du Cu_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires 211
Figure 119. Comparaison du Cd_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires 212
Figure 120. Comparaison du Pb_T entre le Liban et la France des différents émissaires 213
Figure 121. Concentration en COD dans les émissaires (les couleurs correspondent aux dates des différentes campagnes). 215
Figure 122. Boîte à moustaches du COD pour les émissaires à Paris 216
Figure 123. Fractionnement de la MOD pour les principaux émissaires des STEP SAV, MAV et SAM 217
Figure 124. SUVA et pourcentage d'aromaticité pour les émissaires de l'agglomération parisienne 218
Figure 125. Concentration en COD au sein de la STEP Seine Centre en juin 2013 : P1 - entrée du traitement primaire, P2 - entrée du traitement secondaire, P3 : sortie du traitement secondaire 218
Figure 126. Abattement de la MOD au niveau du traitement primaire (P1-P2), traitement secondaire (P2-P3) et à l'échelle de la STEP Seine Centre (P1-P3) 219
Figure 127. Répartition du COD dans chaque étape de traitement de la STEP SEC 220
Figure 128. Répartition du COD dans le rejet moyen (24h) et rejet ponctuel de la STEP SAV 221
Figure 129. SUVA et pourcentage d'aromaticité pour les eaux usées durant les traitements primaire et secondaire pour la STEP SEC 221
Figure 130. Concentration en COD pour les trois points de prélèvements de la Seine. 222
Figure 131. Concentration en COD des rejets moyen et ponctuel de la STEP SAV. 222
Figure 132. Débit de la Seine à la station d'Austerlitz 223
Figure 133. COD dans le milieu récepteur et au niveau du rejet de la STEP SAV. 223
Figure 134. Répartition du COD selon les différentes fractions (HPO, HPI et TPI) pour les trois sites du milieu récepteur 224
Figure 135. Répartition du COD selon les différentes fractions (HPO, HPI et TPI) pour les rejets de la STEP SAV 225
Figure 136. SUVA et pourcentage d'aromaticité du milieu récepteur et rejet de la STEP Seine aval. 226

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Distribution de la population Libanaise dans les différents départements en 1997 (EMWATER, 2004) 24
Tableau 2. Précipitations moyennes sur différentes stations en mm/an (Administration Centrale de la Statistique Bulletin 1996-2000) 24
Tableau 3. Bilan hydrique annuel (ME-CDR/MVM 2000) 25
Tableau 4. Bilan Hydrique au Liban 26
Tableau 5. Estimation de la consommation annuelle en eau et prévisions pour 2015 (CDR/LACECO, 2000c) 27
Tableau 6. Demande prévue en eau en Mm3/an et en % (WB, 2009) 27
Tableau 7. Demande annuelle en eau (MOE/UNDP/ECODIT, 2011) 28
Tableau 8. Estimations de la demande annuelle en eau 2010 29
Tableau 9. Demande en eau pour la région de grand Beyrouth et déficit prévu. 31
Tableau 10. Débit des fleuves permanents au Liban (SOER, 2010) 33
Tableau 11. Paramètres physico-chimiques des eaux collectées sur 9 sites localisés dans le cours supérieur du Litani 35
Tableau 12. Étude comparative sur la qualité des eaux dans 9 fleuves et 9 sites à l'exutoire (El Fadel, 2000-2001) 39
Tableau 13. Flux en eaux usées domestiques en 2000 (CDR/LACECO, 2000a) 42
Tableau 14. Eaux usées industrielles (ME/DAR, 1996) 43
Tableau 15 Abattement des eaux usées à Al Ghadir (Deghaili, 2006) 45
Tableau 16. Paramètres globaux de la station d'El Ghadir (Deghaili, 2006 ; Geara-Matta, 2012) 47
Tableau 17. Rendements épuratoires de la station Seine Aval 50
Tableau 18. Abattements des stations d'épurations de l'agglomération parisienne (SIAAP, 2013) 51
Tableau 19. Sites étudiés lors de la phase 2 du programme OPUR 56
Tableau 20. Concentration des différents paramètres des bassins versants d'OPUR 2 (d10, d50 et d90) (Gasperi, 2006) 56
Tableau 21. Comparaison de la moyenne obtenue lors des deux premières phases d'OPUR pour les paramètres globaux (Gasperi, 2006) 57
Tableau 22. Paramètres globaux obtenus dans la phase 3 d'OPUR – moyenne plus écart-type 57
Tableau 23. Teneur en ETM des sources de carbone fossile (Merian, 1991 ; Miquel, 2001) 59
Tableau 24. Concentration totale (µg/L) et proportion de la fraction dissoute des principaux métaux recensés en entrée de stations d'épuration municipales 59
Tableau 25. Concentration (µg/L) en métaux dans différents types d'eau (Lester, 1987) 60
Tableau 26. Concentration (µg/L) en métaux dans les eaux usées et de ruissellement (Garnaud, 1999) 60
Tableau 27. Rendement épuratoire moyen des ETM pour un traitement à boues activées (en %). 60
Tableau 28 Contamination du fleuve d'Antelias par les eaux usées (MOE.UNDP/ECODIT, 2011) 70
Tableau 29. Dates d'échantillonnage des prélèvements ponctuels. 74
Tableau 30. Date de prélèvement des échantillonnages par prélèvement automatique. 74
Tableau 31. Émissaires alimentant Seine-Aval (SAV) (source SIAAP, 2013) 76
Tableau 32. Synthèse des campagnes avec leurs points de prélèvements en France. 79
Tableau 33 : Méthodes utilisées dans le laboratoire d'analyse du SIAAP (Gilbert, 2011) 81
Tableau 34 Gammes de mesure de la DBO_5 et volumes d'échantillon recommandés par le fabricant. 81
Tableau 35. Limites de détection des ETM par la SAA 91
Tableau 36. Limites de détection des ETM en utilisant l'ICP-MS 92
Tableau 37. pH et conductivité obtenus durant le prélèvement ponctuel sur les quatre sites de Beyrouth au-Liban 97
Tableau 38. MES et MVS obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel. 98
Tableau 39. Granulométrie et zêtamètrie obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel. ... 99
Tableau 40. DBO_5 et DCO_T/DBO_5 obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel. 101
Tableau 41. DCO_T/DBO_5 et DCO_D obtenus sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel. 102
Tableau 42. Valeurs moyennes de la DCO totale au Liban et dans d'autres pays. 103
Tableau 43. Anions et cations majeurs (mg/L) sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel. 105
Tableau 44. pH pour les différents types d'eau suivis en France 132

Tableau 45. Conductivité (en µS/cm) pour les différents types d'eau suivis en France 133
Tableau 46. MES (en mg/L) pour les différents types d'eau suivis en France 134
Tableau 47. COD (en mgC/L) pour les différents types d'eau suivis en France 135
Tableau 48. DBO_5 (en mgO2/L) pour les différents types d'eau suivis en France 137
Tableau 49. DCO_T (en mgO2/L) pour les différents types d'eau suivis en France 138
Tableau 50. Valeurs du rapport DCO_T/DBO_5 pour les différents types d'eau suivis en France 139
Tableau 51. NTK (en mgN/L) pour les différents types d'eau suivis en France 140
Tableau 52. Ptot (en mgP/L) pour les différents types d'eau suivis en France 140
Tableau 53. Synthèse pour les anions et cations pour les différents types d'eau suivis en France..... 141
Tableau 54. Transposition de l'abattement des STEP de Seine Centre (SEC) et Seine Aval (SAV) aux effluents des émissaires libanais..... 148
Tableau 55.Concentrations en Zinc observées sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh 151
Tableau 56.Concentrations en Chrome obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh 158
Tableau 57.Concentrations en cuivre dissous obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh 165
Tableau 58.Concentrations en plomb obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh 171
Tableau 59.Concentrations en cadmium dissous obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh 178
Tableau 60. Comparaison des variations journalières des éléments traces métalliques pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh durant la semaine et le weekend; les couleurs rouge -verte indiquent une différence significative (NB : la couleur rouge présente des valeurs supérieures à la couleur verte et la couleur blanche représente des valeurs communes)..... 185
Tableau 61. ETM (en µg/L) pour les différents émissaires suivis en France (nd : non déterminé)..... 191
Tableau 62. Rendement « estimé » des ETM de la STEP SAV 194
Tableau 63. ETM (en µg/L) pour les rejets de la STEP SAV 195
Tableau 64. Concentrations des ETM obtenues par temps sec par Buzier (2006) à l'entrée et la sortie de la STEP Seine Aval..... 196
Tableau 65. Rendement des ETM de la STEP Seine Centre 197
Tableau 66. ETM (en µg/L) pour les différentes étapes de traitement la STEP de Seine Centre..... 198
Tableau 67. ETM (en µg/L) pour les différents points de collecte de la Seine 201
Tableau 68. Transposition de l'abattement des STEP Seine Centre (SEC) et de Seine Aval (SAV) aux effluents des émissaires libanais..... 214
Tableau 69. Matrice de corrélation (COD) entre les émissaires selon Pearson (n-1)..... 216
Tableau 70. Transposition de l'abattement des STEP françaises aux effluents des émissaires libanais..... 230

LISTE DES ABREVIATIONS

ACS : Administration centrale de la statistique
BM : Banque mondiale
BVUE : bassin versant urbain expérimental
CDR : Conseil du développement et de la reconstruction
CAA : Clichy Achères Argenteuil
CAB: Clichy Achères Bezons
COD : carbone organique dissous
COP : carbone organique particulaire
COT : carbone organique total
DBO_5 : Demande biochimique en oxygène à cinq jours
DCO : Demande chimique en oxygène
DGT : diffusive gradients in thin-films (gradient de diffusion en couche mince)
ECODIT : Société ou Équipe de conseil en environnement et développement
***E. Coli* :** *Escherichia coli*
EH : équivalent habitant
ETM : éléments traces métalliques
ICP-MS : Émission atomique couplée à un spectromètre de masse
IRTF : Infra-rouge à transformée de Fourrier
LCC : Lebanon chemicals company
LEDO : Observatoire Libanais de l'environnement et du développement
MAV : Marne Aval
ME : Ministère de l'environnement
MEE : Ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques
MES : Matières en suspension
MI : Ministère de l'industrie
MO : Matière organique
MOD : Matière organique dissoute
MON : Matière organique naturelle
MOP : Matière organique particulaire
MS : spectrométrie de masse (*mass spectrometry* en anglais)
MSP : Ministère de la santé publique
MV : Matières volatiles
NH_4^+ : ammonium
NO_2^- : nitrites
NO_3^- : nitrates
NTK : azote Kjeldahl
OER : Observatoire régional de l'environnement
ONL : Office national du Litani
PNUD : Programme des Nations Unies pour le développement

PTFE : polytétrafluoroéthylène ou Téflon®
PVC : polychlorure de vinyle
SAA : Spectrométrie d'Absorption Atomique
SAN : Sèvres Achères Nanterre
SAR : Sèvres Achères Rueil
SAV : Seine Aval
SDA: Saint-Denis Argenteuil
SEC : Seine Centre
SIAAP : Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne
SOER : Rapport sur l'état de l'environnement au Liban
STEP : station d'épuration
SUVA : Absorbance UV spécifique à 254 nm (*Specific UV Absorbance* en anglais)

INTRODUCTION

Introduction

Au Moyen Orient, l'insuffisance des ressources hydriques a conduit à une pénurie qui s'est généralisée dans presque tous les pays de la région. La croissance démographique accompagnée d'une intensification de l'exploitation des ressources en eaux pour combler les besoins urbains, agricoles et industriels a aggravé la situation et a déclenché de longs conflits pour partager les eaux transfrontalières. Ainsi, ces conflits ont rapidement occupé la carte géopolitique de la région (conflits Turquie-Syrie, Liban-Israël, Irak-Syrie, Égypte-Soudan,…). Actuellement, le Liban est parmi les rares pays de la région classés en stress hydrique, les autres pays sont déjà dans une phase de pénurie.

Pour ces raisons, l'eau revêt une importance majeure à l'échelle nationale et confère au Liban une spécificité régionale. La gestion et la protection de cette ressource sont devenues un souci primordial depuis la dernière décennie. En effet, le lancement assez rapide du pays vers le développement et l'ouverture à la mondialisation a induit une croissance agricole, industrielle et urbaine dans ses différentes régions. La croissance des productions industrielle et agricole a doublé entre 2006 et 2011 (Lebanon Economic Report, Bank Audi, 2012). Ce développement, anarchique dans la plupart des cas, a conduit à un stress environnemental assez important spécifiquement sur l'eau et les sols, ce qui a remis en question la progression des forces économiques durables et prospères.

Cette croissance, bien que d'apparence positive pour le développement socio-économique du pays, a généré des conséquences indésirables sur l'environnement. Quasiment aucune industrie au Liban n'applique les réglementations nationales et internationales tant sur l'utilisation des produits en amont des productions que pour la qualité de leurs effluents qui sont déversés dans l'environnement. De même, le manque, et leur dysfonctionnement lorsqu'elles existent, des stations d'épuration des eaux usées et des effluents industriels, ne cesse de dégrader la qualité des eaux superficielles ; le rejet direct d'effluents non traités induit toute sorte de pollution diffuse comme non diffuse).

Cette dégradation a pris une ampleur significative à Beyrouth et sur le Mont Liban où vivent 65 % de la population Libanaise et prolifèrent plus de 62 % des activités industrielles du pays (Report, Industrial Companies in Lebanon, CDR, 2012). Les productions agro-alimentaires sont les implantations les plus nombreuses, suivies par des activités plus diversifiées telles que la production de produits chimiques, pharmaceutiques, cartons…

On s'attend à trouver plusieurs types de polluants associés aux effluents urbains et industriels évacués ensemble dans les réseaux d'assainissement et rejetés directement ou indirectement sur la zone côtière. Ainsi, la caractérisation de la composition de ces effluents en termes de polluants est nécessaire (i) pour prévoir le devenir et l'impact de ces contaminants mais surtout (ii) pour enfin proposer des solutions de dépollution efficaces et pérennes.

Ainsi, dans un programme de coopération entre le Conseil National de Recherche Scientifique au Liban (Commission Libanaise de l'Energie Atomique) et l'Université Paris-Est (Laboratoire Eau, Environnement et Systèmes Urbains - Leesu), des travaux de recherche ont été menés pour identifier et quantifier une série de molécules émergentes, présentes dans les produits de soin corporels, dans les eaux usées de Beyrouth (à savoir le triclosan, le triclocarban et les parabènes) (Geara-Matta, 2012). Des concentrations alarmantes en triclosan et parabènes ont été mises en évidence dans les eaux usées de Beyrouth avec toutefois un comportement singulier par rapport aux eaux usées parisiennes (Geara-Matta, 2012). Au cours de ces travaux, des lacunes ont été identifiées quant aux caractéristiques des eaux usées au Liban. Les données sur la qualité des eaux usées au Liban font défaut et quand elles existent elles ne sont pas accessibles. En conséquence, la

présente thèse, la deuxième en coopération avec le Leesu et la première en coopération avec l'Université Libanaise, vise à combler l'absence d'information sur la qualité des eaux usées au Liban.

Les principaux objectifs de cette thèse sont donc :

1- ***De caractériser les eaux usées au Liban et comparer le contexte Libanais au contexte Européen (en s'appuyant sur le cas de l'agglomération parisienne).*** Ainsi, la détermination des concentrations des polluants et des flux totaux, la répartition des polluants particulièrement les éléments traces métalliques entre les phases dissoutes et les phases particulaires et leur spéciation sont considérées comme un passage obligatoire pour avancer dans les programmes d'étude d'impact sur le milieu récepteur.
2- ***D'identifier les sources de contamination dans les eaux usées au Liban.*** En effet, les réseaux d'assainissement véhiculent les eaux urbaines et les eaux industrielles. Cependant, ces dernières sont rejetées dans le milieu sans traitement. Une telle pratique est considérée comme une cause majeure de dégradation de la qualité du milieu récepteur. Une meilleure connaissance de l'origine des contaminations permettraient d'orienter les traitements.
3- ***D'analyser les différents scenarios de traitement des eaux usées en stations d'épuration et de se projeter on en termes de réduction des flux exportés au milieu récepteur.*** La décision d'adopter un type de traitement des eaux usées au Liban doit être le fruit d'une investigation approfondie sur la qualité et la quantité des rejets. Le transfert des installations de dépollution ayant fait leur preuve dans d'autres environnements, ainsi que leur généralisation au contexte urbain Libanais, ne serait pas judicieux s'il n'était pas couplé à des études en amont qui prennent en considération la particularité de chaque effluent.

Atteindre ces objectifs est aujourd'hui primordial pour le Liban afin qu'il puisse s'orienter vers les choix de traitement des eaux usées les plus efficaces et proposer des outils et des méthodes pour améliorer la gestion des eaux usées dans le pays.

Ce manuscrit se découpe en trois grandes parties :

- La première est une synthèse bibliographique en deux volets complémentaires : le premier porte sur l'état de l'art des ressources hydriques au Liban et aborde la problématique des effluents urbains et industriels rejetés directement dans le milieu récepteur sans traitement et présente les connaissances actuelles sur la qualité des eaux usées au Liban. Le deuxième volet du chapitre dresse un état de l'art des eaux usées dans le contexte parisien en s'appuyant sur l'observatoire en hydrologie urbaine OPUR (Observatoire des Polluants Urbains).
- La deuxième partie est un chapitre de méthodologie et de stratégie de prélèvement distinguant deux approches : celle retenue pour le Liban qui discute le choix des sites de prélèvement des eaux usées et leurs représentativités tout le long de la zone côtière de Khaldé au sud de Beyrouth jusqu'à Jounieh au Nord ; celle suivie en France qui présente le plan d'action sur les émissaires et dans deux STEP de la région parisienne ainsi que sur la Seine. Le dernier volet décrit les méthodes utilisées pour quantifier les paramètres globaux et les métaux dans les phases particulaires, dissoutes et dans les fractions inertes et labiles.
- La troisième partie porte sur les résultats obtenus et leurs discussions dans les contextes libanais et français. Les paramètres globaux ont été présentés et discutés dans le contexte libanais suivant deux modalités de surveillance (suivi en continu versus suivi ponctuel) ainsi que dans le contexte parisien sur les principaux émissaires et dans deux STEP. Ensuite, les éléments traces métalliques dans les eaux usées sont présentés et discutés en suivant la même démarche. La dernière partie de ce chapitre fournit des éléments sur la nature de la matière organique dans les émissaires ainsi qu'au cœur des différentes étapes (traitements primaire et secondaire) de la STEP Seine Centre.

- La thèse se termine par une synthèse de l'ensemble des principaux résultats obtenus et propose des perspectives de prolongement de ces travaux.

I CHAPITRE 1 : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

Ce chapitre a pour objectif de présenter une synthèse bibliographique sur le contexte hydrologique Libanais particulièrement dans les régions littorales. La première partie est constituée d'une description des caractéristiques météorologiques, hydriques et démographiques du pays. La deuxième partie du chapitre décrit l'état de l'art du secteur des eaux usées au Liban relativement à leurs sources, leurs natures et leur devenir. La troisième partie du chapitre porte sur l'expérience parisienne quant à la gestion et la surveillance de la qualité des rejets urbains afin de comparer deux situations contrastées. Finalement, la dernière partie décrit les polluants dans les eaux usées particulièrement les éléments traces métalliques et leur devenir dans les réseaux d'assainissement et en milieu récepteur.

I.1 Introduction

Le Liban, pays du Proche-Orient, est une étroite bande de terre bordée par la Mer Méditerranée sur 210 km de côtes (Figure 1). Il est connu comme l'un des pays du bassin méditerranéen Est ayant des ressources abondantes en eau avec près de 630 L/jour par habitant (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). Cependant le besoin réel par habitant varie entre 160 et 200 L/j (Comair, 2011). Les ressources en eaux souterraines du Liban proviennent principalement des aquifères de natures karstiques qui représentent environ 75 % des aquifères au Liban (El Fadel, 2001).

Figure 1. Carte du Liban (Source : CNRS, 2003)

Le climat au Liban est caractérisé par une période hivernale avec de fortes précipitations (942 mm/an en moyenne) et une période sèche et humide en été. La température annuelle moyenne est de 20°C sur la côte et sur les basses altitudes ; elle varie entre 13 et 27°C, et entre 0 et 18°C sur les hautes altitudes. Dans la vallée de la Bekaa, elle varie entre 5 et 26°C (Jaber, 1997-1999; Comair, 2011).

En 1997, la population a été estimée à 4 millions d'habitants (Tableau 1). Il est prévu qu'elle atteindra environ 4,5 à 5,2 millions en 2015 (Sarraf, 2004; EMWATER, 2004), avec un accroissement annuel de la population qui ne dépassera pas 1 % en 2015. La population libanaise habite principalement dans les zones urbaines, en particulier le long de la côte où vivent environ 59 % de la population sur une zone relativement étroite qui ne dépasse pas 8 % du territoire ; la densité de population atteint environ 420 hab./km² (Atlas-du-Liban, 2004). Beyrouth et ses banlieues accueillent, à elles-seules, 32 % de la population Libanaise.

Tableau 1. Distribution de la population Libanaise dans les différents départements en 1997 (EMWATER, 2004)

Département	Population	Pourcentage (%)	Surface (km²)	Densité (hab./km²)
Grand Beyrouth	1 303 129	32	253	5150
Reste du Mont-Liban	607 767	15	1735	350
Nord	807 204	20	2025	399
Sud	472 105	12	930	508
Nabatiyeh	275 372	7	1098	251
Bekaa	539 448	13	4161	130

I.2 Bilan hydrique annuel

Le fait que le Liban se trouve à une altitude plus élevée que ses voisins signifie qu'il ne reçoit pratiquement pas d'eau de surface des pays voisins. Ainsi, la seule ressource en eau au Liban sont les précipitations. Leur moyenne annuelle est estimée à 8600 Mm^3/an (Jaber, 1997 ; Al Hajjar, 1997 ; El-fadel and Zeinati, 2000 ; Comair, 2011).

Plusieurs études ont été réalisées pour estimer le bilan hydrique annuel au Liban. Bien que ces études contiennent certaines incohérences, il est généralement admis qu'environ 50 % des précipitations moyennes annuelles sont perdues par évapotranspiration (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

D'après le ministère de l'environnement (MOE/UNDP/ECODIT, 2011), dans la partie « ressources hydriques au Liban », les précipitations moyennes à Beyrouth sur 60 ans, mesurées sur deux périodes de 30 ans chacune, montrent la présence de 7 mois avec des pluies, qui varient entre 15 et 20 mm/an en mai jusqu'à 200 à 320 mm/an en janvier. Le Liban a reçu, en moyenne, 840 mm/an pour la période 1933-1963, et 825 mm/an pour la période 1961-1990 (Figure 2). Cette figure montre la variabilité des précipitations durant 60 ans sur les deux périodes évoquées précédemment (1933-1963 et 1961-1990). Une différence remarquable est observée pour le mois de janvier avec une différence de 150 mm/an entre les deux périodes ; la variation pour la plupart des autres mois n'est pas significative (ACS, 1996- 2006). La pluviométrie moyenne enregistrée à Beyrouth, Zahlé et Tripoli, entre 1996 et 2000, montre des fluctuations comprises entre 487 et 834 mm/an qui atteignent environ 60 % dans la zone côtière (Beyrouth et Tripoli). Pour les régions plus intérieures, les plus sèches (Zahlé) présentent des valeurs annuelles comprises entre moins de 30 % et au-delà de 200 % par rapport à la valeur moyenne obtenue sur les six ans de mesure (Tableau 2).

Tableau 2. Précipitations moyennes sur différentes stations en mm/an (Administration Centrale de la Statistique Bulletin 1996-2000)

	Année					Moyenne	
Station	1996	1997	1998	1999	2000	1996-2000	1961-1990
Beyrouth	827	733	658	487	834	708 ± 143	825

Zahlé	798	686	533	311	614	588 ± 183	---
Tripoli	844	639	694	378	872	685 ± 198	---

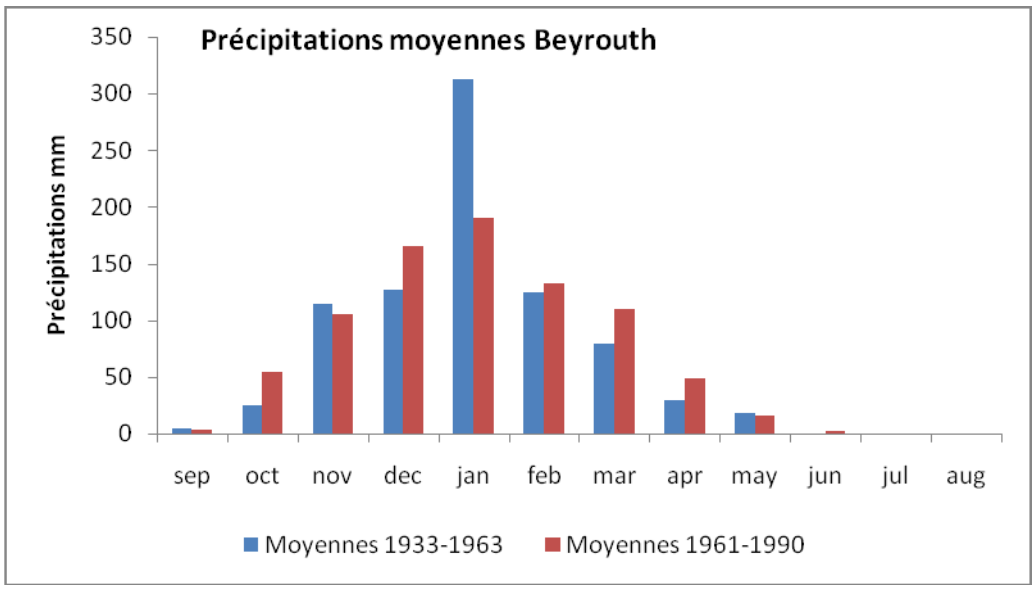


Figure 2. Précipitations moyennes mensuelles durant 60 ans de mesures réparties sur deux périodes (1933-1963 et 1961-1990) (ACS bulletin, No.1/2000)

De cet apport pluvial annuel naissent des flux annuels d'eau de surface vers les pays voisins qui représentent environ 8 % dont 510 Mm^3/an sont dirigés vers la Syrie et 160 Mm^3 vers Israël. Une perte supplémentaire d'environ 1030 Mm^3/an se fait par infiltration vers la Syrie (130 Mm^3/an), Israël (180 Mm^3/an) et la Méditerranée (720 Mm^3/an). Le potentiel net des eaux souterraines disponibles au Liban représente 2,6 Mm^3/an dont 2 Mm^3/an sont exploitables. Les eaux de surface exploitables et les eaux souterraines représentent la quantité totale d'eau que le pays peut récupérer au cours des années de pluviométrie moyenne (Tableau 3) (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Tableau 3. Bilan hydrique annuel (ME-CDR/MVM 2000)

Description	**Débit Annuel moyen en Mm^3**
Précipitation	8600
Evapotranspiration	4300
Flux d'eau de surface vers les pays voisins • Syrie • Israël	 510 160
Eaux souterraines	1030
Potentiel net des eaux souterraines disponibles	2600
Débit net exploitable des eaux souterraines	2000

Les débits moyens des précipitations annuelles varient selon les études entre 8,2 milliards de m^3 (chiffres du ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques, 2010), 9,3 milliards de m^3 selon Fawaz (1992) et 8,6 milliards de m^3 selon le ministère de l'environnement (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Le Tableau 4 présente, pour plusieurs auteurs, le bilan du cycle de l'eau au Liban qui est divisé en quatre parties :

- La source d'eau qui est la précipitation (50 % de ces eaux sont perdues par évapotranspiration) ;
- Les pertes qui sont dirigées vers les eaux de surfaces et vers l'eau souterraine ;

- Les ressources renouvelables qui sont divisées en deux parties l'eau de surface et l'eau souterraine ;
- Le reste est nommé ressource nette exploitable. Celle-ci subit des pertes importantes qui peuvent atteindre 40 % en raison d'une infrastructure ancienne des réseaux de distribution d'eau potable (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Tableau 4. Bilan Hydrique au Liban

Sources	$Mm^{3(1)}$	$Mm^{3(2)}$	$Mm^{3(3)}$	$Mm^{3(4)}$
Précipitation	8 600	8 600	8 200	9 300
Évapotranspiration	4 500	4300	4 100	4 500
Pertes	1 400	1 700	1 333	2 400
Des rivières aux alentours	700	670	648	-
Eaux souterraines	700	1 030	685	-
Total des ressources renouvelables	2 700	2 600	2 767	2 400
Eau de surface	2 200	-	2 200	2 000
Eaux souterraines	500	-	567	400
Net ressources exploitables	2 700	2 000	2 767	2 400

- Source: 1) MEE, 2010; 2) ME/ECODIT, 2002; 3) MEE, 2010; 4) Fawaz, 1992

Le Liban a failli atteindre le seuil de pénurie en eau en 2009. Une dégradation quantitative de l'eau renouvelable est prévue à l'horizon 2015. Le Liban a été classé cinquième parmi les 20 pays du Moyen-Orient et du Golfe Arabe derrière la Syrie l'Iran, l'Irak et la Turquie en apport en eau renouvelable (Figure 3) (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

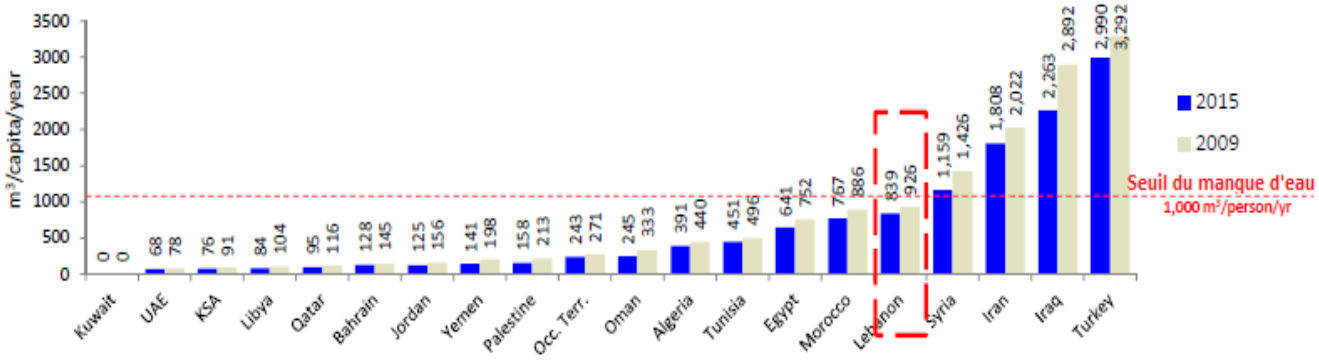


Figure 3. Apport en eau renouvelable dans plusieurs pays du Golfe Arabe et du Moyen-Orient.

I.3 Besoins en eau

De nombreuses études ont été réalisées pour estimer la consommation en eau dans le pays et ses besoins futurs (Al Hajjar, 1997 ; El Fadel, 2001 ; Comair, 2011). Cependant, il est difficile de déterminer réellement la consommation en eau au Liban. En effet, une partie importante de l'eau est perdue en raison de fuites dans les réseaux de distribution. Une autre raison de sous-estimation est liée à la présence des puits et des forages distribués dans tout le pays et dont la plupart sont privés et ne sont pas enregistrés ni surveillés (Comair, 2011). Il a été estimé par Choueiri et al (2002) que l'eau utilisée par le secteur agricole représente entre 60 et 70 % de la consommation totale en eau. Ce pourcentage diminue avec le recul des terrains disponibles. En revanche, cette étude n'est pas en concordance avec les estimations établies dans un rapport de l'Observatoire Libanais de l'environnement et du développement (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). Selon cette étude, il est prévu une croissance considérable dans ce secteur en 2015. Cependant, la part relative du secteur domestique va augmenter jusqu'à 32 % sous la pression de la croissance démographique au dépend des secteurs agricoles et industriels (Tableau 5).

Il est rapporté par Fawaz (1992) et El Fadel (2001) que la consommation annuelle en eau est aux alentours de 1300 Mm^3. Les prévisions de la demande en eau étaient très divergentes, allant de 1897 Mm^3 jusqu'à 3300 Mm^3 pour l'année 2010 (CDR/LACECO, 2000c) alors qu'elle a finalement atteint 1530 Mm^3. Quelle que soit l'augmentation des besoins en eau, elle restera inférieure à la demande réelle selon Al Hajjar et Jaber (1997). En d'autres termes, plus la quantité d'eau disponible augmentera, plus la consommation en fera de même. Cependant, toutes les estimations prévoient un déficit hydrique au Liban dans les 10 ans à venir.

Tableau 5. Estimation de la consommation annuelle en eau et prévisions pour 2015 (CDR/LACECO, 2000c)

Usage	**1990**		**1994**		**Prévision*2015**	
	Mm^3/an	%	Mm^3/an	%	Mm^3/an	%
Agricole / irrigation	875	72	950	74	1700	60
Domestique	271	22	205	16	900	32
Industrie	65	6	130	10	240	8
Total (Mm^3/an)	1211	100	1285	100	2840	100

Les besoins en eau augmentent avec l'accroissement de la population. Cela génère une pression anthropique des impacts sanitaires sur la qualité des ressources en eau. Ainsi, les eaux usées rejetées dans le milieu récepteur sans subir aucun traitement dégradent progressivement la qualité des écosystèmes aquatiques terrestres et le milieu marin tout le long du littoral libanais (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). Aujourd'hui il y a 5 stations achevées qui attendent d'être raccordées aux réseaux d'assainissement (CDR, 2014).

I.4 Demande en Eau dans le pays

D'après la Banque mondiale (WB, 2009), le Liban est classé parmi les pays étant en situation de stress hydrique. La demande prévue à l'horizon 2020 dépassera les ressources renouvelables exploitables. La consommation d'eau par habitant selon la même référence est de 140 L/j et la croissance démographique annuelle de 2,5 %. La demande annuelle en eau pour 2010 était de 1530 Mm^3, elle subira une augmentation de 25 % en 2020 et 45 % en 2030. Cette augmentation est prévue essentiellement dans les secteurs domestiques et industriels. Bien que la surface irriguée doive passer de 90 000 ha en 2010 à 140 000 ha en 2030, les volumes d'eau pour l'irrigation diminueront de 9 000 m^3/ha à 8 000 m^3/ha conduisant globalement à une diminution de la demande en eau pour l'irrigation de 8 % en 2020 et 18 % en 2030 (Tableau 6) (WB, 2009).

Tableau 6. Demande prévue en eau en Mm3/an et en % (WB, 2009)

Secteur	**2010**		**2020**		**2030**	
	Mm^3/an	%	Mm^3/an	%	Mm^3/an	%
Domestique	467	31	767	37	1 258	44
Industriel	163	11	268	13	440	16
Irrigation	900	58	1 020	50	1 120	40
Total	1 530	10%	2 055	100	2 818	100

Toutefois, d'autres études sont plus optimistes telles les projections du ministère de l'énergie et de l'eau (MEE) et du ministère de l'environnement (ME). La consommation d'eau par habitant au Liban varie entre 160 et 180 L/j et la consommation touristique en eau peut atteindre 400 L/j avec une croissance démographique annuelle aux alentours de 1,75 %. La demande annuelle en eau en 2010 était de 1473 Mm^3 ; elle subira des augmentations de 1 %, 2 %, 9 %, 16 % et 22 % respectivement pour les années 2015, 2020, 2025, 2030 et 2035. Cette étude montre une augmentation de la demande pour l'irrigation au contraire de l'étude précédente de la banque mondiale. L'augmentation prévue durant les 25 prochaines années de la demande en eau est de l'ordre de 22

% selon le ministère de l'énergie et de l'eau, tandis que l'augmentation prévue en 2030 de la demande en eau est de l'ordre de 84 % selon la Banque mondiale (WB, 2009). Cette différence est reliée à la demande en eau pour le secteur domestique. (Tableau 6 et Tableau 7).

Tableau 7. Demande annuelle en eau (MOE/UNDP/ECODIT, 2011)

Secteur	2010	2015	2020	2025	2030	2035
Domestique	505	460	427	467	512	562
Industriel	152	138	128	140	154	169
Tourisme	6	8	10	13	16	21
Irrigation	810	877	935	983	1 021	1 050
Total	1 473	1 483	1 500	1 603	1 703	1 802

En 2010, le Liban a consommé comme la majorité des pays arabes la majorité de son eau pour l'irrigation et le secteur agricole. Comparé à l'Égypte, la Turquie et l'Algérie, le secteur industriel libanais revêt une importance considérable dans les besoins en eau du pays. Le secteur domestique au Liban correspond à 30 % de ses besoins en eau, il est le 4e pays des 19 de la région (Figure 4).

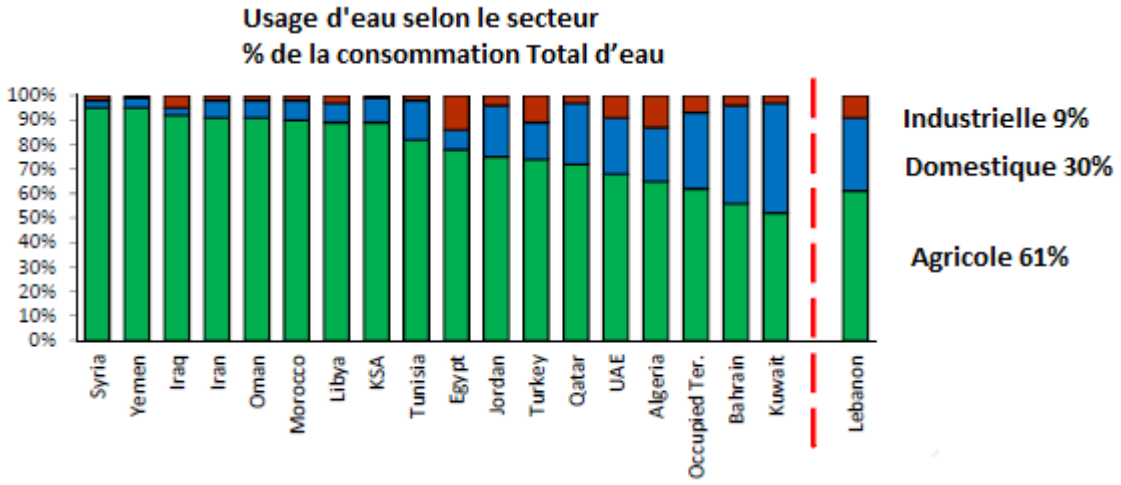


Figure 4. Comparaison des usages de l'eau entre plusieurs pays selon différents secteur (MOE/UNDP/ECODIT, 2011)

Le secteur industriel au Liban est en développement considérable depuis 1990 (MoI, 2000). En 1999, il y avait 22067 établissements dont plus de 90 % sont des petites industries où travaillent moins de 10 personnes par établissement. Seulement 20 établissements industriels au Liban emploient plus de 250 personnes (MoI, 2000). L'administration centrale de la statistique montre dans une étude réalisée en 1998 la répartition des établissements industriels selon les départements libanais. Un total de 29282 industries est réparti entre le Mont Liban (43 %) et les autres départements. Cela s'accompagne d'une diminution considérable des zones agricoles. Dans les départements de Nabatiyeh, Liban Sud et Bekaa, l'activité agricole est cependant plus importante que l'activité industrielle ; les industries représentent 5 %, 10 % et 11 % respectivement de la totalité des industries (ACS, 1997). Une autre étude conduite par le ministère de l'environnement en 2000, montrait un total de 22026 établissements industriels avec une distribution plus ou moins similaire à celle rapportée dans l'étude faite par l'ACS (Figure 5). On constate une différence de 7000 établissements industriels entre ces deux sources ACS et ME sans qu'aucune explication ne soit fournie.

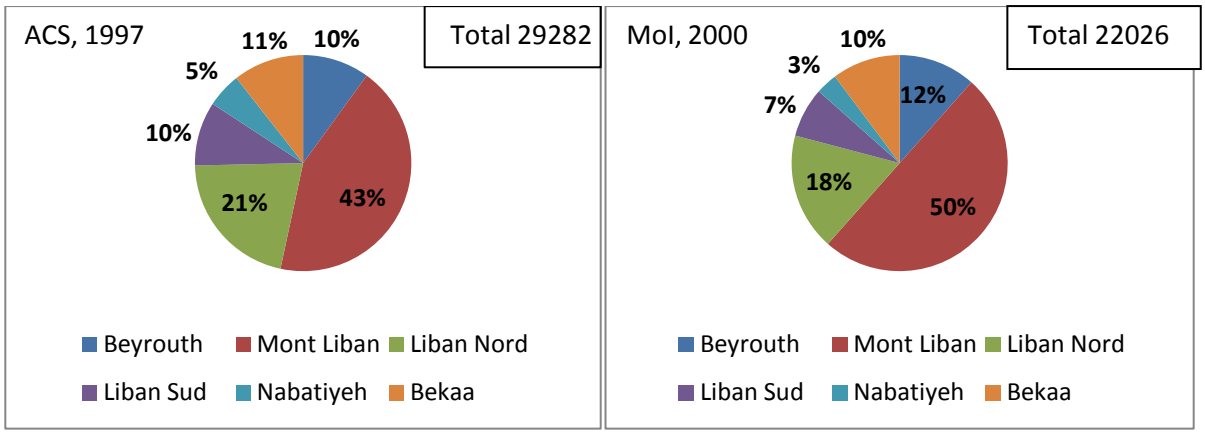


Figure 5. Répartition des industries selon les départements

Le décret 5243/2001 a ajouté des règlements qui prennent en considération la santé publique en précisant de nouvelles normes pour les différents polluants rejetés dans le milieu récepteur. De plus, 82 % des industries sont localisées à l'extérieur de zones industrielles où les eaux usées industrielles ne subissent aucun traitement significatif. Ceci a augmenté et accéléré la dégradation des eaux souterraines et les eaux de surface (CDR/LACECO, 2000a).

Le département de la Bekaa est le plus grand en surface et le moins dense en population. Il présente la demande annuelle en eau la plus élevée (33,46 %) à cause de la présence de grandes surfaces irriguées et du climat semi-aride de la région. Pour les autres départements ou mohafazats, l'augmentation de cette demande est presque négligeable surtout pour le département de Beyrouth-Mont Liban (METAP/Tebodin, 1998a; CDR/LACECO, 2000c; MOE/UNDP/ECODIT, 2011) (Figure 6).

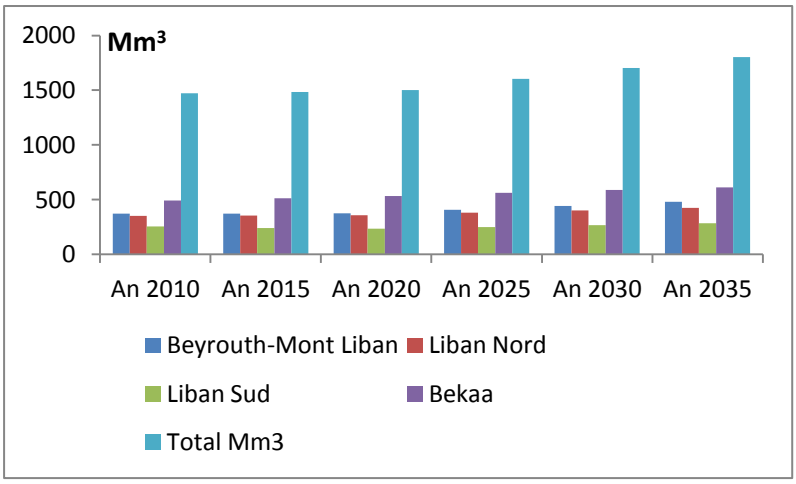


Figure 6. Demande annuelle en eau selon les départements (MEE 2010a)

Les paramètres indispensables à l'estimation de la demande en eau comprennent la population, la consommation d'eau par habitant, la superficie irriguée et les volumes utilisés pour l'irrigation, la demande en eau pour le secteur industriel et l'efficacité du réseau en termes de pertes. Ces dernières peuvent atteindre des niveaux qui varient entre 35 % selon la BM et 48 % selon MEE. Le Tableau 8 présente trois estimations pour l'année 2010.

Tableau 8. Estimations de la demande annuelle en eau 2010

Secteur	2010[1] (Mm^3)	2010[2] (Mm^3)	2010[3] (Mm^3)
Domestique	501	467	505
Industriel	150	163	158

Agricole	900	900	810
Demande totale	**1 515**	**1 530**	**1 473**
Population (10^6 hab.)	4,5	4,2	4,5
Consommation/habitant (L/j)	200	140	180
Efficacité du réseau (%)	70	65	52
Surface irriguée (ha)	145 000	103 000	90 000
Volume/Surface irriguée (m^3/ha)	8 000	9 000	9 000

Sources : 1 Comair, 2011 ; 2 Banque Mondiale 2009 ; 3 MEE 2010

Suivant le ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques (2010), la couverture des réseaux d'alimentation en eau est différente selon les départements, elle varie entre 62 et 87 % (23 % du réseau de distribution d'eau potable a été construit après 2000). Le Liban offre un taux de connexion aux réseaux d'alimentation en eau potable plus important que la Syrie 60 % et le Qatar 70 %. Par contre, il reste loin des seuils de 98 % de la Jordanie et 100 % du Bahreïn.

Par ailleurs, pour l'eau potable la situation est régulièrement tendue en saison sèche dans le département de Beyrouth Mont Liban où l'approvisionnement en eau diminue plusieurs heures par jour entre 3 et 13 heures. Dans les autres départements l'approvisionnement reste constant durant toute l'année (Figure 7) (Banque mondial 2009). Afin d'augmenter les ressources en eau potable, une solution passerait par la construction de barrages.

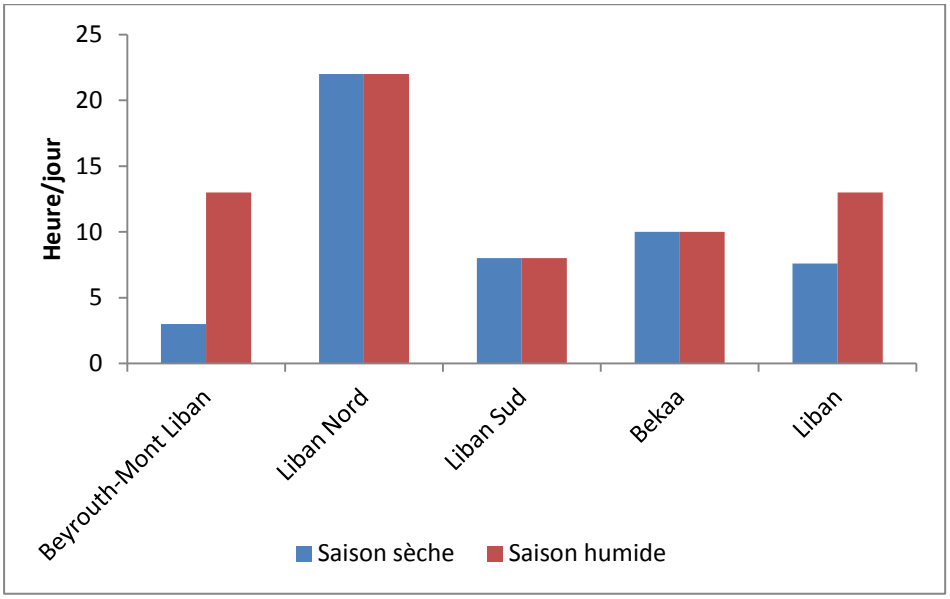


Figure 7. Approvisionnement continu en eau (Banque mondiale 2009a)

I.5 La construction de barrages

Face aux demandes croissantes en eau, le ministère de l'énergie et de l'eau (MEE) depuis 1990 a développé une stratégie décennale pour la construction des barrages et de lacs réservoirs. En conséquence, dix-sept barrages ont été proposés pour améliorer le stockage en eau douce. Ils devaient augmenter la capacité de 650 millions de mètres cube par an. À ce jour, seul le barrage de Chabrouh (région de Kesrouan – Mont Liban) est terminé ; pour les autres très peu de progrès ont été observés. Les barrages sont répartis dans le département du Nord (5 barrages – 205 Mm^3), quatre dans la région du Mont Liban (109 Mm^3), trois au Nord de la vallée du Bekaa (52 Mm^3) et trois dans le département du Sud (290 Mm^3)(CDR/CES-BTD, 2001).

Face à cette nécessité d'augmenter les ressources en eau potable pour la région du grand Beyrouth qui compte 1,8 millions habitants (environ 45 % de la population Libanaise) et pour anticiper les

déficits prévus, deux projets devaient être mis en œuvre. Il s'agit des barrages de Bisri et d'Al Awali (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). Actuellement, le barrage de Janneh situé dans le caza de Jbeil au Mont-Liban a terminé la première phase et d'ici deux ans il sera terminé complètement. Ce barrage a une capacité de 38 Mm^3 pour sa partie fixe et 90 Mm^3 pour sa partie variable. Le barrage de Janneh est un projet très important, destiné à être l'un des plus grands barrages du Liban, situé sur la rivière d'Abraham (Nahr Ibrahim) et dont la moitié des Libanais bénéficiera (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Le grand Beyrouth souffre d'un manque en eau durant la saison sèche. Le Tableau 9 montre l'évolution de la demande totale en eau durant 20 ans avec des déficits prévus importants si les ressources disponibles demeurent constantes (271 000 m^3/j). L'augmentation de la demande totale en eau pour 2030 est de l'ordre de 11,3% pour une augmentation de 22,1 % de la population (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Tableau 9. Demande en eau pour la région de grand Beyrouth et déficit prévu.

Année	**Population**	**Consommation domestique m^3/j**	**Consommation non domestique m^3/j**	**Consommation totale m^3/j**	**Eau non comptabilisée**		**Demande totale m^3/j**	**Déficit m^3/j**
					%	m^3/j		
2010	1 700 000	255 000	76 500	331 500	30	99 450	430 950	-159 950
2015	1 787 161	268 074	80 422	348 496	25	87 124	435 620	-164 620
2020	1 878 791	281 819	84 546	366 364	20	73 273	439 637	-168 637
2025	1 975 118	296 268	88 880	385 148	20	77 030	462 178	-191 178
2030	2 076 385	311 458	93 437	404 895	20	80 979	485 874	-214 874

I.6 Les eaux de surface au Liban

Il existe plus de 40 rivières au Liban dont 17 sont pérennes (Figure 8), plus de 2000 sources majoritairement de nature karstique, et environ 23 cours d'eau saisonniers. La longueur totale des cours d'eau est de 730 km avec un débit total moyen annuel d'environ 3900 Mm^3 (Tableau 10) (Plan-bleu, 2001; Plan-bleu, 2008; Amery, 2000).

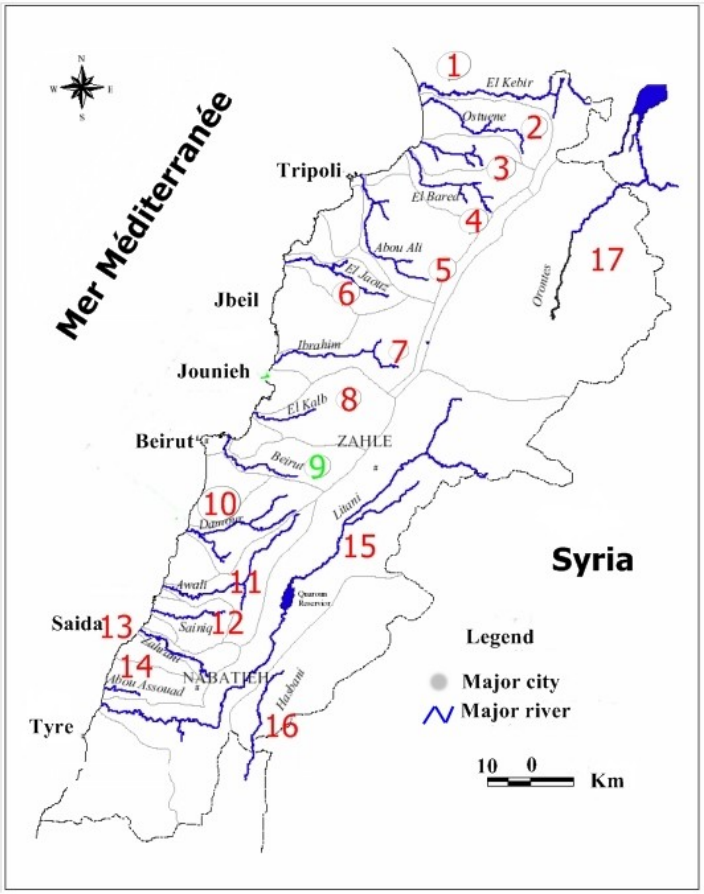


Figure 8. Principaux bassins versants des rivières Libanaises

En mars et avril, le débit de la majorité des fleuves est maximal. Certains parmi eux peuvent atteindre un débit maximal plus tard au cours de l'année, comme la rivière El Aassi qui présente un débit maximal en juillet. Les plus faibles débits sont généralement enregistrés en septembre et octobre (Al Hajjar, 1997 ; MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Tableau 10. Débit des fleuves permanents au Liban (SOER, 2010)

Fleuves	Longueur (km)	Volume moyen annuel Mm^3		Q moyen (m^3/s)		Q max. (m^3/s)		Q mini. (m^3/s)	
		1971-1975	2005-2009	1971-1975	2005-2009	1971-1975	2005-2009	1971-1975	2005-2009
El Kabir	58	259,20	283,86	9,07	9,13	48,47	190,80	1,52	1,42
Ostuene	44	----	46,96	----	1,59	----	6,89	----	0,00
El Bared	24	132,77	120,05	4,22	3,82	23,98	18,86	0,15	0,45
Abou Ali	45	148,60	206,57	4,62	6,58	25,23	32,53	0,56	1,11
El Jaouz	38	32,26	44,61	1,03	1,43	11,43	17,88	0,00	0,00
Ibrahim	30	208,55	329,16	6,63	10,49	65,53	79,11	0,14	0,25
El Kalb	38	154,08	189,32	4,90	6,07	29,34	66,95	0,23	0,00
Beyrouth	42	47,90	81,80	1,53	2,64	25,10	49,89	0,00	0,04
Damour	38	----	166,93	----	5,38	----	51,04	----	0,13
El Awali	48	393,70	252,88	12,45	8,05	51,66	32,17	1,89	1,61
El Zahrani	25	19,20	17,50	0,62	0,56	10,57	4,45	0,00	0,00
El Aassi	46	326,40	275,54	11,03	8,70	13,84	12,36	8,78	5,99
Al Qasmieh	170	151,65	131,30	4,84	4,21	47,63	46,64	0,84	0,002
Litani		----	167,83	----	5,38	----	43,61	----	0,01
Wazzani		----	71,89	----	2,30	----	19,48	----	0,52
Hasbani	21	38,25	28,66	1,23	0,92	9,9	14,93	0,00	0,02

La plupart des rivières s'écoulent à partir de leur source dans la chaine du mont Liban vers l'ouest. Elles couvrent environ 5500 km^2 de la surface hydrologique du pays. Les trois rivières Litani, Aassi et Hasbani couvrent à elles-seules 4700 km^2 de la surface hydrologique totale. Les rivières pérennes sont reparties en deux groupes. Le premier groupe est constitué des rivières qui ont comme sources et exutoires le territoire Libanais (15 rivières). Le deuxième groupe est formé de deux rivières qui ont leurs sources au Liban et leurs exutoires dans les pays voisins (Orontes et Hasbani). Trois rivières (Litani, Beyrouth et El Kalb) sont présentées plus en détails, à titre d'exemple, car elles sont caractéristiques des situations rencontrées au Liban, notamment car elles sont impactées par des rejets industriels, agricoles et urbains.

I.6.1 Fleuve Litani

Il constitue la ressource la plus importante du Liban en eau douce. Il représente environ 20 % du débit total moyen annuel des rivières libanaises (Figure 9). Les ressources en eaux de surface et eaux souterraines du bassin versant correspondant fournissent de l'eau potable à environ 350 000

habitants (El Fadel, 2001). Le fleuve Litani draine le centre de la vallée de la Bekaa vers le sud, son cours est entièrement sur le territoire Libanais, il fait 170 km de longueur, présente un débit moyen annuel de 793 Mm^3. Il se jette dans la Mer Méditerranée au nord de Tyr.

Il alimente en eau les secteurs agricoles et industriels de la vallée de la Bekaa. Dans le village Quaraoun, un barrage a été construit en 1956 sur le fleuve Litani (110 m de longueur sur une hauteur 61 m). Il peut stocker 220 Mm^3 d'eau dont 160 Mm^3 sont utilisés pour l'irrigation et la production d'électricité, seulement 60 Mm^3 sont retenus durant la saison sèche (MOE/UNDP/ECODIT, 2011) (Figure 10).

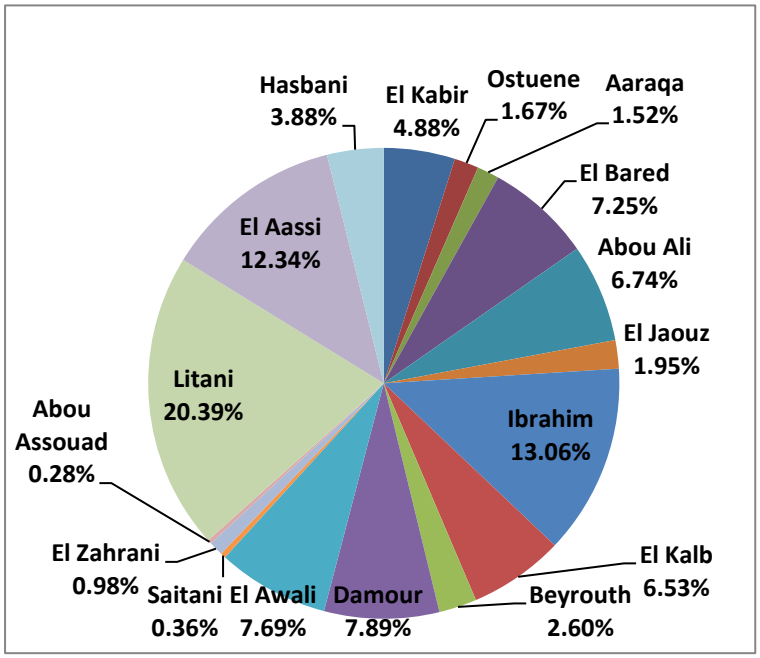


Figure 9. Représentation en eau de surface des rivières sur la base de leur débit

Le fleuve est subdivisé en deux grands sous-bassins, le bassin supérieur situé avant le barrage. Il véhicule les eaux usées domestiques de 50 % de la population du bassin ce qui est équivalent à 13 Mm^3 par an de déversement d'eaux usées sans traitement dans la rivière. De plus, 42 % de la population utilisent des fosses septiques sans avoir de services réguliers pour l'enlèvement des boues. Les eaux des fosses septiques contribuent à la dégradation des eaux souterraines suite à leur infiltration (Karaa et al., 2008).

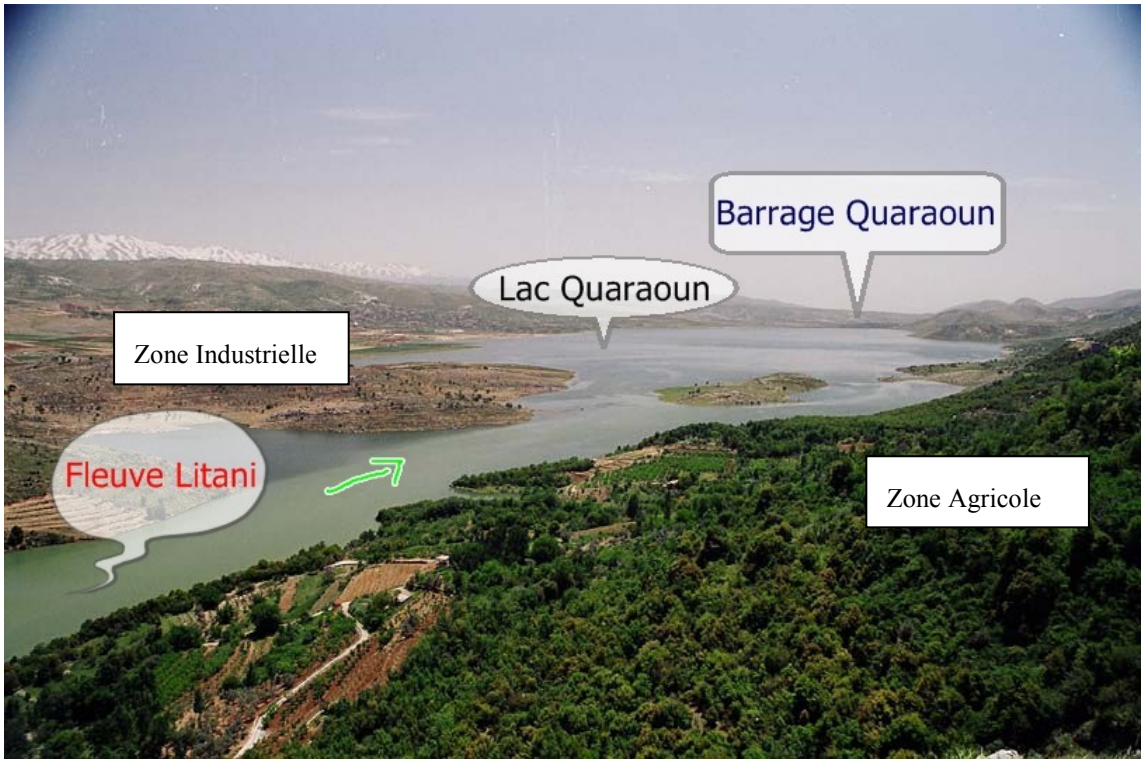


Figure 10. Barrage Quaraoun (El Fadel 2003)

Une étude d'El Fadel (2001) sur les eaux du bassin supérieur du Litani a montré la présence d'une variété de rejets issus de plusieurs sources. Pour la zone industrielle à Zahlé (site 2 du Tableau 11), la DCO atteint 2390 mgO_2/L et les MES 4800 mg/L. Une pollution provenant de rejets mixtes (industriels et urbains) semble observée sur le site 7 avec une DBO_5 de 757 mgO_2/L, une DCO de 1310 mgO_2/L et les MES à 6260 mg/L. Un rejet plutôt d'origine urbaine apparait surtout pour le site 9 fortement dense où la DBO_5 est de 488 mgO_2/L, la DCO 807 mgO_2/L et les MES 271 mg/L. Pour les éléments traces métalliques (Cd, Cu, Pb et Zn), les sites 7, 8 et 9 sont les plus contaminés en Zn et Cu. Les sites 1 à 4 présentent les valeurs les plus élevées en Cd. Par ailleurs, pour tous les sites, les eaux se caractérisent par des valeurs en NO_3^- qui varient entre 9,6 et 56,5 mg/L à cause de la dominance des activités agricoles sur le bassin versant du Fleuve Litani (Figure 11) (Tableau 11) (El Fadel, 2001).

Tableau 11. Paramètres physico-chimiques des eaux collectées sur 9 sites localisés dans le cours supérieur du Litani

Sites	pH	DBO_5 mg /L	DCO mg /L	NO_3 mg/L	MES mg/L	Cd µg/L	Cu mg/L	Pb µg/L	Zn mg/L
1	7,33	95	790	9,6	548	3,6	0,6	13,9	20
2	7,56	217	2390	56,5	4800	3,6	2,5	13	52
3	7,18	623	1200	56,3	6960	3,8	0,4	10,2	70
4	8,4	75	<1	40,4	28	3,4	0,7	11,6	25
5	7,91	110	160	27,7	142	0,3	0,8	25,3	24
6	7,96	82	200	31	138	1,1	0,6	78,3	40
7	6,96	757	1310	51,7	6260	1,1	1,1	17,8	629
8	7,06	222	1490	32,2	2217	2,4	1	24,4	60
9	7,39	488	807	50,3	271	1,2	1,2	32,5	166

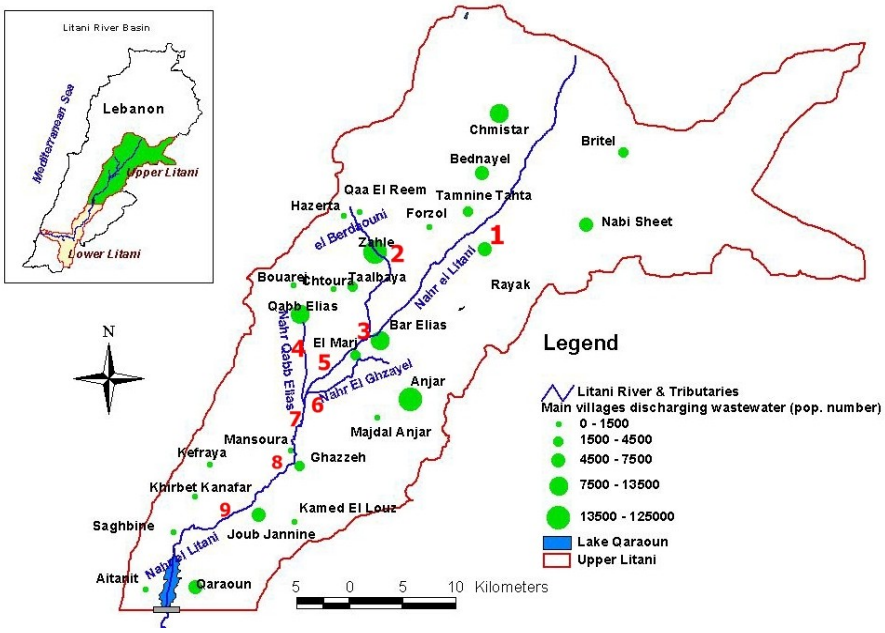


Figure 11. Principaux villages qui déversent des eaux usées dans le cours supérieur du Litani

I.6.2 Fleuve Beyrouth

Le fleuve Beyrouth se déverse dans la Mer Méditerranée. Il prend sa source sur le Mont-Liban à une altitude de 1890 m. Sa longueur est de 20 km. La superficie du bassin versant correspondant est de 217,5 km^2 avec une partie montagneuse en hautes altitudes. Le fleuve change de direction vers le nord sur ses derniers 5 km à travers une plaine côtière densément urbanisée au Nord-Est de la ville de Beyrouth pour terminer enfin au Nord du port de Beyrouth dans la Mer Méditerranée (Frem, 2009) (Figure 12).

La surveillance des débits fluviaux relève de la responsabilité du Ministère de l'énergie et de l'eau (MEE) selon le décret «5469» du 09/07/1966 et est réalisée par l'Office national du Litani (ONL). Le débit de la rivière est épisodique et torrentiel compte-tenu de son considérable gradient topographique principalement influencé par les précipitations et la fonte des neiges. Sa décharge totale annuelle varie entre 70 et 164 Mm^3 (ME/PNUD/ECODIT, 2011).

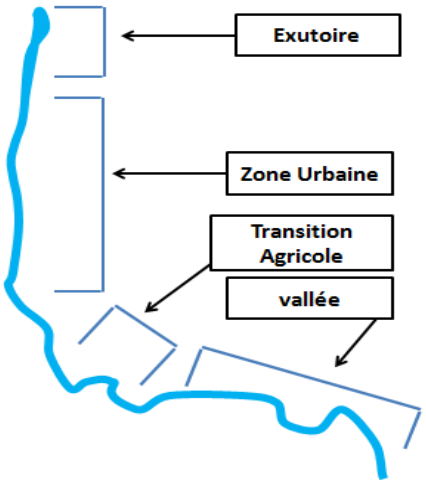


Figure 12. Différentes zones du fleuve Beyrouth

Le bassin reçoit une quantité importante de précipitation (850-1200 mm/an). Son cycle comprend deux saisons, une saison sèche, de mai à novembre, et une saison humide, de décembre à avril. Son débit mensuel moyen varie de 0,01 m^3/s jusqu'à 16 m^3/s et son débit journalier varie entre 0,2 m^3/s et 104 m^3/s selon la saison (ONL, 2011) (Figure 13).

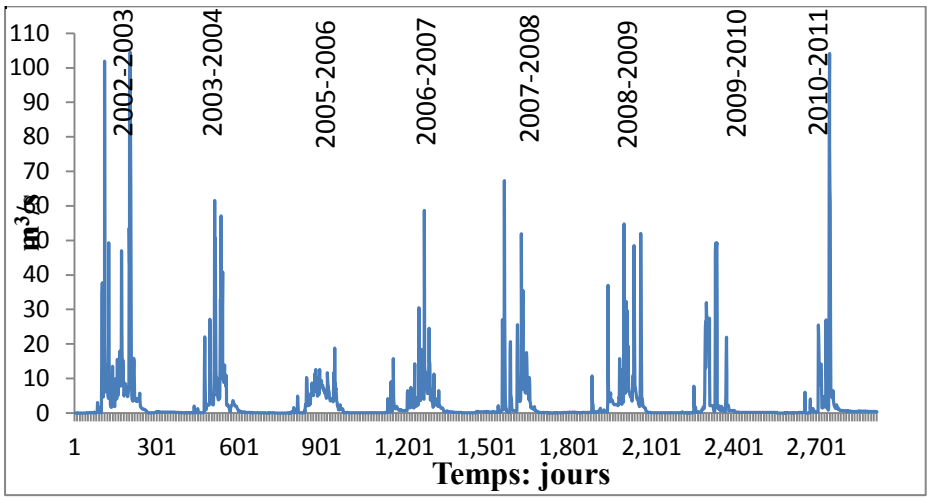


Figure 13. Débit moyen journalier du fleuve Beyrouth entre 2002 et 2011

Plusieurs sources alimentent le fleuve Beyrouth durant la saison de pluie comme la source de Daychouniyé avant d'être complètement détournée durant la saison sèche pour fournir l'approvisionnement en eau potable (après traitement) des banlieues de Beyrouth-Est (Frem, 2009). La partie supérieure du bassin versant du fleuve est constituée de crêtes encaissées de calcaire et de marne. Grâce à leur nature karstique la vallée absorbe de grandes quantités de précipitations et d'eau provenant de la fonte des neiges. Les plateaux de part et d'autre de la vallée sont dominés par de l'agriculture traditionnelle qui réduit le ruissellement sur les surfaces (Frem, 2009).

Loin d'être plate, la plaine côtière de Beyrouth, est étroite et coincée entre la base du Mont-Liban et la mer. Elle traverse des zones de basse altitude au nord de Beyrouth entre les deux collines d'Achrafieh sur le côté nord-ouest, et de Sin El Fil, sur le côté nord-est. Par précaution contre les inondations, le lit et les bordures de la rivière dans sa partie aval ont été canalisés avec des murs en béton armé. Ainsi la rivière pourra atteindre un débit de 1100 m^3/s sans aucune inondation (Frem, 2009) (Figure 14).

Figure 14. Canal du fleuve Beyrouth dans sa partie aval

Le fleuve Beyrouth a un comportement spécifique d'un point de vue hydraulique. Il se vide rapidement quelques heures après un événement pluvieux en véhiculant toutes sortes de pollution telles que les retombées atmosphériques (NOx, SO_2, hydrocarbures), les rejets industriels surtout

dans la zone située dans la région de Jiser el Bacha (industries de peinture, de solvants organiques, de papiers, de plastiques et de détergents). Le fleuve reçoit des rejets directs d'eaux usées mixtes (Figure 15) via de nombreux déversoirs surtout dans la partie aval urbanisée. Les eaux d'infiltration et de ruissellement des zones agricoles apportent également nitrates, pesticides et éléments traces métalliques (Frem, 2009; El-Fadel and Jamali, 2000).

Figure 15. Rejets d'eaux usées de différentes origines dans la partie aval du fleuve

I.6.3 Fleuve El Kalb

La source du fleuve Nahr El Kalb est la grotte de Jeita située à 400 m d'altitude. Celle-ci est alimentée par deux sources El Assal et El Laban, respectivement à 1570 m et 1653 m d'altitude (Figure 16) (CDR/LACECO, 1999). La surface du bassin versant est de 264 km^2, la longueur du fleuve de 44 km. Il se déverse dans la Mer Méditerranée (Al Hajjar, 1997). Le bassin versant du fleuve est divisé en trois cours. Le cours supérieur à une pente moyenne de 9 % d'où un écoulement rapide de l'eau qui varie entre 40 cm/s et 85 cm/s. Le cours moyen à une pente moyenne de 2 %, avec une vitesse entre 40 cm/s et 70 cm/s. Le dernier cours présente une vitesse d'écoulement en hiver entre 30 cm/s et 60 cm/s (El-Fadel and Zeinati, 2000).

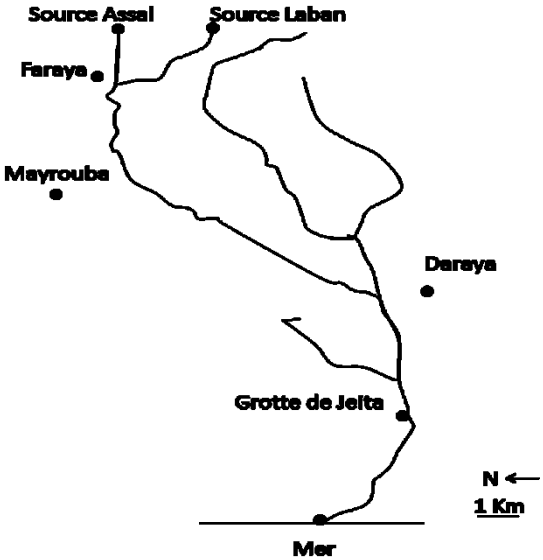


Figure 16. Tracé du fleuve El Kalb (Nakhlé, 2003)

Le débit du fleuve est influencé par les précipitations et la fonte des neiges qui alimentent l'amont de la grotte de Jeita. Suivant l'autorité nationale du Litani, les débits journaliers entre 2002 et 2008 ont varié de 0,001 à 128 m^3/s (Nakhlé, 2003)(Figure 17).

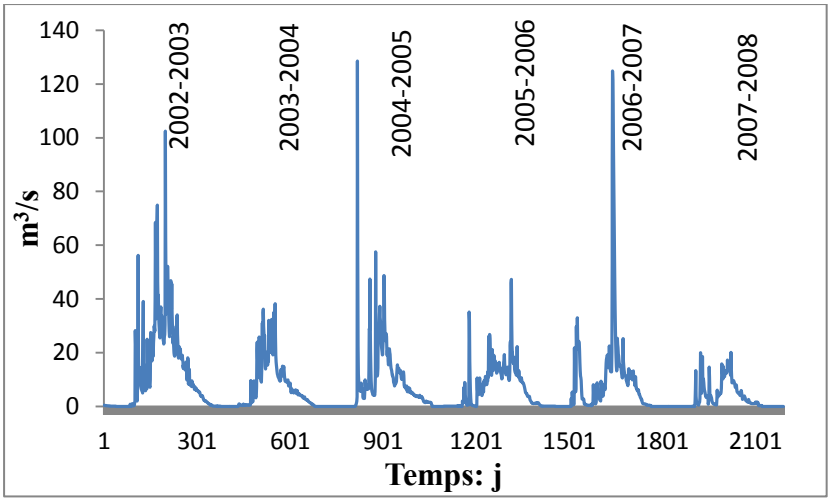


Figure 17. Débit journalier du fleuve El Kalb sur la période 2002-2008

Dans l'étude de El Fadel (2001), la DBO_5 mesurée dans le fleuve El Kalb est 4 fois plus faible que celle relevée pour le fleuve Beyrouth (Tableau 12). Le fleuve El Kalb représente 6,5 % de l'eau de surface au Liban alors que le fleuve Beyrouth ne représente que 2,6 %. D'après Nakhlé (2003), l'amont des sources El Assal et El Laban sont polluées par le déversement direct d'eaux usées de plusieurs restaurants et par les fosses septiques des stations et des complexes de sports d'hiver qui sont installées en amont. A l'aval, la zone industrielle de Zouk est directement connectée à la rivière et déverse ses effluents sans aucun traitement (METAP/Tebodin, 1998b). D'autre part, le bassin versant de la rivière subit une activité touristique intense durant l'année. D'après des images satellitaires, une pollution originaire d'eaux usées domestiques, industrielles et agricoles a été identifiée suite à la présence d'anomalies thermiques corrélées à la nature des polluants sur le littoral Libanais et surtout à l'exutoire des rivières et des collecteurs unitaires qui se déversent dans la Mer Méditerranée (Nakhlé, 2003).

Plusieurs études ont été menées sur la qualité des eaux dans les fleuves au Liban (Litani, Ibrahim, El Kabeer, Beyrouth, El Kaleb, El Jaouz, Al Damour, Al Bared, Al Awali et Abou Ali). Le Tableau 12 présente deux études, la première réalisée en 2000 sur neuf rivières pour les paramètres NO_3^- et DBO_5, et la deuxième en 2001 sur des sites à l'exutoire de rivières et collecteurs d'eaux usées pour DBO_5, MES et MVS. Ces études montrent une dégradation de la qualité de l'eau de surface et surtout pour les fleuves Litani, Beyrouth et Abou Ali sur la base des concentrations en DBO_5 respectivement 79, 110 et 70 mgO_2/L (El-Fadel and Jamali, 2000).

Tableau 12. Étude comparative sur la qualité des eaux dans 9 fleuves et 9 sites à l'exutoire (El Fadel, 2000-2001)

Rivières	NO_3^- mg/L	DBO_5 mg/L
Litani	1,7	79
Ibrahim	1,1	2,2
El Kabeer	3,3	4,1
El Kalb	1,1	26,3
El Jouz	1,9	6,6
Al Damour	3,0	1,4
Al Bared	1,4	4,7
Al Awali	1,4	3,7
Abou Ali	7,3	69,7

Sites à l'exutoire	DBO_5 mg/L	MES mg/L	MVS mg/L
Abdeh	9	124	36
El Bared	7	127	43
Menieh	15	140	45
Tabarja	12	112	28
Rivière Beyrouth	110	75	53
Beyrouth Riviera	13	110	34
Beyrouth Grand Café	30	95	22
Al Ghazieh	7	120	40
Tyr	20	118	36

I.7 Gestion des eaux usées

Le Liban a signé depuis 1976 quatre des cinq protocoles de la Convention de Barcelone pour la protection de la Mer Méditerranée. Le protocole n°1 concernant la pollution par les navires et aéronefs en Mer (ratifié par le décret-loi 126). Le protocole n°2 porte sur la lutte contre la pollution par les hydrocarbures et autres substances nocives (ratifié par le décret-loi 126). Le protocole n°3 s'intéresse aux sources terrestres de pollution (révisé en 1994). Le protocole n°4 traite des zones protégées et de la diversité biologique (révisé en 1994). C'est surtout le protocole n°3 qui a conduit l'état à développer des plans de gestion des effluents urbains. En effet la gestion de ces effluents est l'un des plus grands défis des pouvoirs publics au Liban. La plupart des villes et villages au Liban manquent d'infrastructures pour le traitement des eaux usées. Quand les réseaux d'assainissement existent, ils évacuent les eaux usées vers le milieu récepteur sans aucun traitement. Le reste du milieu urbain est connecté à des fosses septiques pouvant conduire à des pollutions chimique et biologique des eaux souterraines (MoE/TEAM, 2001; ME/PNUD/ECODIT, 2011).

La Figure 18 compile les données portant sur la situation des raccordements des immeubles pour les eaux usées domestiques en 1997 (ACS, 1997). Une deuxième étude réalisée par l'administration centrale de la statistique (ACS) en 2006 souligne que la situation ne s'est pas améliorée significativement. Cette dernière étude indique que seulement 52 % des bâtiments sont raccordés aux réseaux d'assainissement et 48 % utilisent des fosses septiques qui sont pour la plupart perméables. Dans la région du grand Beyrouth, 96 % des bâtiments sont raccordés aux réseaux d'assainissement, 91 % à Tripoli et Baabda, et 83 % à Zahlé. Les régions de Batroun, Bent Jbeyl et Byblos possèdent des taux de raccordement plus faibles respectivement 1 %, 4 % et 10 %.

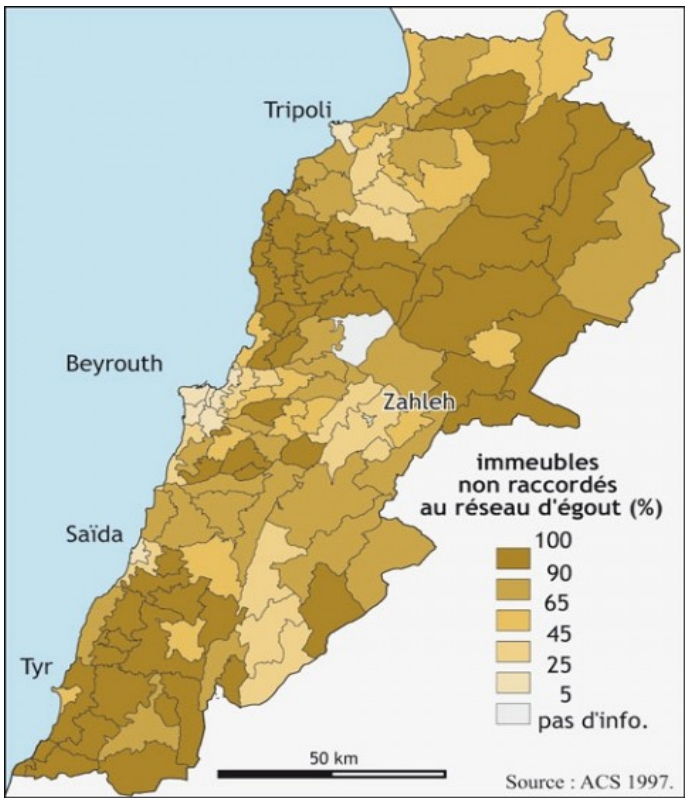


Figure 18. Pourcentages des immeubles non raccordés au réseau d'assainissement

Plusieurs ressources en eaux souterraines sont déjà contaminées par des matières fécales (CDR/LACECO 2000a ; Comair, 2011). Les eaux de surface sont également impactées par le rejet direct d'eaux usées non traitées. Des études récentes ont montré que plus de 90 % des ressources

en eau au-dessous de 600 m d'altitude sont contaminées (CDR/LACECO 2000b; CDR, 2005). Les eaux usées domestiques et industrielles dans les grandes villes au Liban sont évacuées dans des réseaux unitaires vers les milieux récepteurs. Le manque de base de données sur les caractéristiques des eaux usées et l'absence de chiffres clés sur la quantité et la qualité des rejets rend problématique la gestion des eaux usées. Ainsi avant toute proposition de solution et de proposition de plans d'aménagement, il est devenu primordial d'acquérir des informations concrètes sur les aspects quantitatifs et qualitatifs des rejets industriels et domestiques. Ce qui nécessite la création d'une base de données sur la qualité des rejets domestiques, agricoles et industriels sur la base d'études récentes afin de trouver des solutions convenables. Toute la côte centrale et les régions autour des grandes villes ont perdu leur potentiel récréatif en recevant continuellement des eaux usées municipales et industrielles. La vallée de la Bekaa est également soumise aux mêmes pressions anthropiques. Bien que des améliorations importantes soient apportées aux réseaux d'assainissement pour la collecte, il subsiste toujours des problèmes en termes d'épuration (CDR/LACECO 2000c; Comair, 2011).

Le Liban est entré dans un processus de mise en œuvre de solutions temporaires pour les régions fortement urbanisées. Cependant, il lui manque encore un plan de gestion intégrée eau potable – eaux usées dans les villages et les régions montagneuses qui sont sans réseau d'assainissement ni station d'épuration (ME/PNUD/ECODIT 2011). Le plan bleu[1] de 2002 prévoyait un raccordement de près de 80 % de la population libanaise aux stations d'épurations de traitement des eaux usées d'ici 2020. À ce jour, une seule station d'envergure est fonctionnelle au sud de Beyrouth. Elle assure cependant uniquement le prétraitement des effluents urbains et industriels avant leur rejet en Mer Méditerranée. Récemment, en 2012-2013, les stations de Saida, de Tripoli et de Nabatiyeh sont devenues opérationnelles. Ces stations intègrent l'épuration biologique par boues activées.

I.7.1 Rejets des eaux usées

Les effluents provenant d'agglomérations côtières sont déversés dans la Mer Méditerranée par 53 émissaires tout le long de la zone côtière dont 24 dans la bande située entre Jounieh au Nord et Khaldé au Sud (Figure 16). Les effluents issus des milieux urbains à l'intérieur du pays sont déversés dans les rivières, les ruisseaux et dans des fosses septiques. Le nombre réel d'émissaires sur le littoral n'est pas connu en dehors des 53 émissaires identifiés par le ministère des ressources hydrauliques. Ainsi, il n'existe pas d'informations sur l'état de ces exutoires (longueurs, dimensions et débits). Le nombre d'émissaires dans chaque département est indiqué sur la Figure 19. La plupart de ces émissaires ne s'étendent que sur quelques mètres dans la Mer et ne sont pas immergés. Les rejets en eaux usées sont donc de fait très proches du littoral. D'autres rejets proviennent des grands immeubles ayant un simple tuyau se déversant en mer (CDR/LACECO, 2000c).

[1] Le plan bleu est établi par une association entre 21 pays frontaliers de la Mer Méditerranée et la Communauté européenne pour la production d'informations et de connaissances afin d'alerter sur les risques environnementaux.

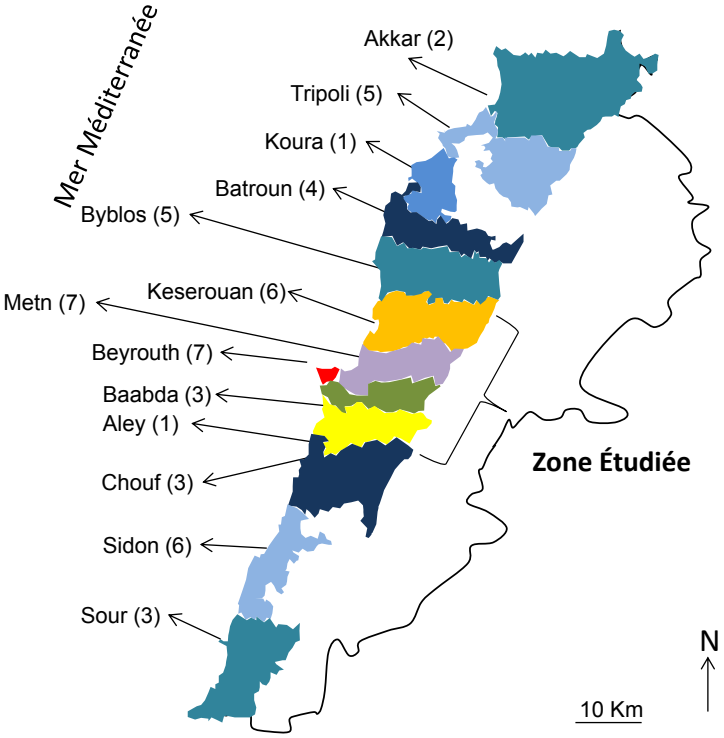


Figure 19. Émissaires situés dans les zones côtières (CDR/LACECO, 2000c)

I.7.2 Eaux usées domestiques

Selon le ministère de l'environnement, le Liban a généré environ 249 millions de m^3 d'eaux usées domestiques en 2000 (CDR/LACECO, 2000a) et 330 Mm^3 en 2010 selon le ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques (ME/PNUD/ECODIT, 2011). La DBO_5 résultante était de 99 690 tonnes en 2001 (Tableau 13). Les départements de Beyrouth et du Mont Liban représentaient environ 48 % débit total des eaux usées en 2000 (CDR/LACECO, 2000a) et plus de 55 % en 2011 (ME/PNUD/ECODIT, 2011).

Tableau 13. Flux en eaux usées domestiques en 2000 (CDR/LACECO, 2000a)

Département	Débit eaux usées (1000 m^3/jour)	Débit eaux usées Mm^3/an	DBO_5 (tonnes/an)	Population
Beyrouth	68,8	25,1	10040	361 366
Mont Liban	257,0	93,8	37525	1 484 474
Nord	137,6	50,2	20092	763 712
Bekaa	92,0	33,6	13428	489 865
Sud	80,5	29,4	11751	416 842
Nabatiyeh	47,0	17,1	6854	242 876
TOTAL	683,0	249,2	99690	3 759 135

Le rejet en eaux usées domestiques est fortement lié à l'approvisionnement et la consommation en eau potable. Le volume quotidien moyen consommé par habitant est 140 L selon la Banque mondiale (WB, 2009) et oscille entre 160 à 180 L/hab/j pour le ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques (MEE, 2010). Cependant, beaucoup d'eau est fournie par des puits et des forages privés, pour lesquels les volumes collectés ne sont pas connus, ces eaux finissent aussi par se retrouver dans les eaux usées (CDR/LACECO, 1999a ; ME/PNUD/ECODIT, 2011).

Quant au secteur industriel, il a généré environ 61 millions de m^3 d'eaux usées en 1994. Pour 2020, une production de 192 Mm^3 est prévue. Cette quantité représente le même pourcentage trouvé qu'en 1994, à savoir 12 % du total des eaux usées (Tableau 14) (ME/DAR, 1996). Les eaux usées

industrielles des départements de Beyrouth et du Mont Liban représentent 76,3 % des eaux usées industrielles au Liban en 1994. Cela est dû au fait que 62 % des industries sont localisées dans ces deux régions (ME/Darwish, 2000).

Tableau 14. Eaux usées industrielles (ME/DAR, 1996)

Département	Eaux usées industrielles (1994)		Eaux usées industrielles prévues en 2020	
	Débit moyen (m^3/j)	% par rapport aux eaux usées totales /département	Débit moyen (m^3/j)	% par rapport aux eaux usées totales /département
Beyrouth	2 754	3	2 754	1
Mont Liban	43 914	21	42 159	13
Liban Nord	6 084	6	107 584	11
Liban Sud	2 391	6	1 479	3
Nabatiyeh	698	3	34 378	2
Bekaa	5 279	10	3 269	23
Total	61 120	12	191 623	12

Selon le recensement du nombre des établissements industriels au Liban établi par le ministère de l'industrie (MI) en 2007, il existe 4 033 industries réparties entre moyennes et grandes industries qui emploient plus de 5 personnes et qui ont une surface supérieure à 100 m^2. 72 zones sont classées comme zones industrielles par le MI. Cependant, la plupart des industries sont situées hors de ces zones et se trouvent principalement concentrées dans les zones urbaines.

Plusieurs études sur les eaux industrielles sont regroupées dans le rapport du ministère de l'environnement dans le chapitre 3 (ME/PNUD/ECODIT, 2011). Ces études se concentrent sur un ou deux secteurs industriels bien précis comme le cas du complexe industriel de Selaata (Lebanon Chemicals Company ; LCC). Celui-ci produit des quantités énormes de phosphogypse (déchet industriel issu de la production de l'acide phosphorique) estimées à 950 t/j déversées directement dans la Mer Méditerranée. Cette usine rejette 2 t de Pb, 2 t de Ni et 0,7 t de Cd par an (Nakhlé, 2003).

L'estimation de la DBO_5 des eaux usées industrielles est difficile à déterminer en raison de l'absence de chiffres et de données crédibles sur les rejets en eaux usées industrielles. Néanmoins, les estimations de la charge en DBO_5 totale annuelle produite par les industries sont autour de 5000 t (ME, 2001). Le Mont-Liban génère plus des 2/3 des eaux usées industrielles nationales. Il accueille entre 43 et 50 % des industries du Liban (ME, 2000 ; ACS, 1998). La consommation d'eau pour l'irrigation varie entre 60 et 70 % de la consommation d'eau au Liban (ME/PNUD/ECODIT, 2011). Ce pourcentage diminuera au cours des prochaines années où l'eau sera plus consommée dans les secteurs domestiques et industriels (ME/LEDO, 2001). Les principales sources de pollution des ressources en eaux de surface et en eaux souterraines incluent les rejets d'eaux usées municipales non épurées, les effluents industriels, l'élimination inadaptée de déchets solides et le lessivage des terres agricoles contaminées souvent par des pesticides et des herbicides (ME/PNUD/ECODIT, 2011). Les réseaux d'eau potable sont fréquemment pollués par l'infiltration d'eaux usées (CDR/LACECO, 1999b ; Chaaban, 2001). Cette contamination est à l'origine de plusieurs maladies comme la dysenterie, typhoïde et l'hépatite A (Figure 20) (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

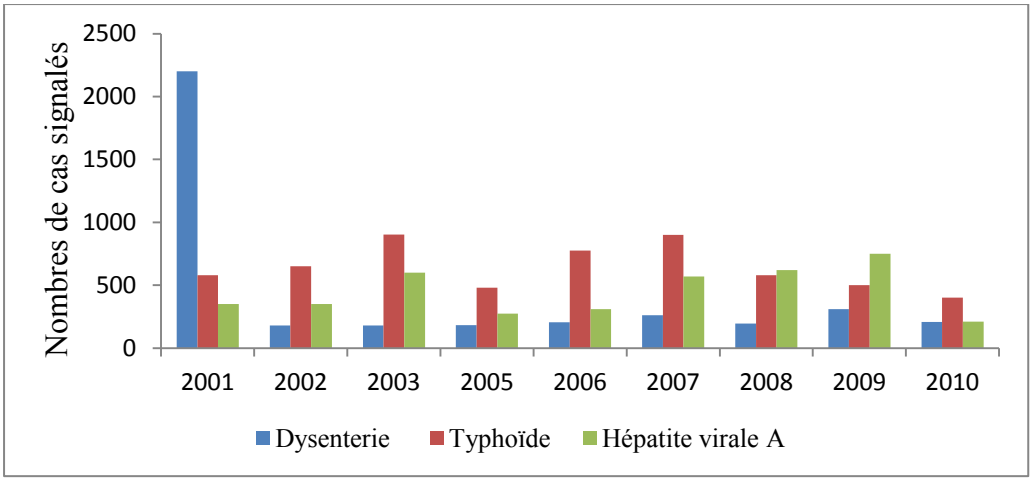


Figure 20. Maladies d'origine hydrique au Liban entre 2001 et 2010

I.8 Stations d'épuration

Le schéma d'aménagement pour l'assainissement des eaux usées au Liban prévoit la construction de 120 STEP équipées par des décanteurs à haute performance et des réacteurs biologiques à cultures fixées (CDR, 2005 ; ME/PNUD/ECODIT, 2011). Le nombre de STEP au Liban est actuellement de 54 dont 4 sont déjà opérationnelles (3 stations en 2013 et la quatrième depuis 1998 c'est la STEP d'Al Ghadir), 6 en exécution, 7 sont achevées mais non fonctionnelles, 17 sont décidées et 20 sont en attente de financement (Figure 21) (CDR, 2011 ; Comair, 2011). La STEP de Al Ghadir sera décrite en détails dans la section matériels et méthodes.

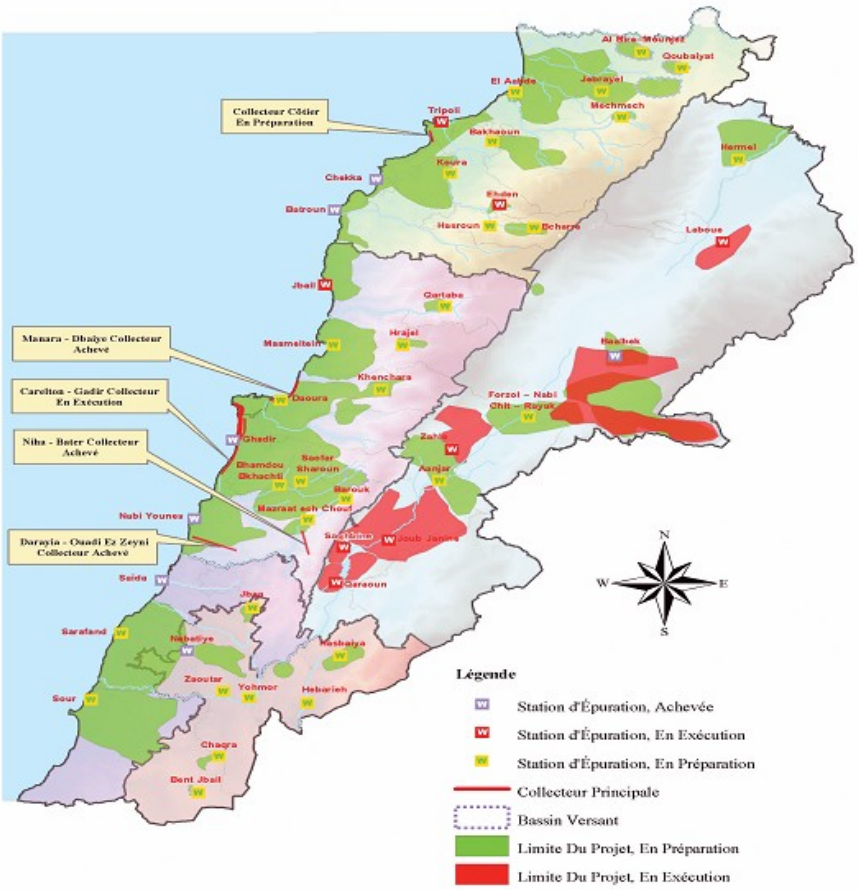


Figure 21. Stations d'épuration prévues à l'échelle du Liban (CDR, 2002)

I.8.1 Cas de la Région du Grand Beyrouth

La station de Ghadir a été mise en service en 1998. Elle déverse ses eaux usées après un prétraitement par un émissaire sous-marin situé à 2600 m de la côte directement dans la Mer Méditerranée Elle fonctionne à 50 % de sa capacité de 800 000 EH à 115 L/j/hab. Elle abat les charges en DBO_5 et DCO d'environ 25 % et celle en MES de 19 % (Tableau 15) (Deghaili, 2006).

Tableau 15 Abattement des eaux usées à Al Ghadir (Deghaili, 2006)

Paramètre	Entré	Sortie	Normes
pH	7,88	7,65	6-9
MES (mg/L)	459	353	60
DCO (mg/L)	754	559	100
DBO_5 (mg/L)	345	357	60
Phosphate (mg/L)	-	38	5
Fer (mg/L)	-	0,12	1,5
Zinc (mg/L)	-	0,04	5
Nickel (mg/L)	-	0,014	0,1
Cadmium (mg/L)	-	<0,002	0,05

Les eaux reçues par la station de Ghadir issues des banlieues de Beyrouth Sud proviennent de l'hôtel Carlton, Ouzai, Burj el Barajneh, Kfarchima, Souk el Gharb, Ainab, Aley, Aramoun, Damour, El Naameh, Khaldé et enfin de Ghadir (Figure 22). En plus des eaux de ce secteur, la station reçoit des eaux usées d'origines très hétérogènes provenant des vidanges de camions, environ 100 citernes par jour et qui ont un débit moyen journalier de 2000 m^3/j. Le contenu de ces citernes provient des vidanges de fosses septiques et d'usines de produits chimiques, de papeteries et de petites usines situées sur le bassin versant de la station de Ghadir mais sans être raccordées au réseau d'assainissement (Deghaili, 2006).

Les eaux usées de Beyrouth ainsi que des parties des casas du Metn, de Baabda et Aley sont évacuées par une série de collecteurs côtiers. Les principaux collecteurs du Nord comprennent deux lignes qui convergent dans la région de Dora, où une usine de traitement des eaux usées avait été planifiée dans les années 2000 mais le projet n'a pas abouti. Ces lignes devaient s'étendent de la région de Manara à Ras Beyrouth vers Dora, et de Dbayé à Dora sur environ 17 km et étaient conçues pour une population future de 891 000 personnes (CDR/LACECO, 2000a ; Eid, 2001 ; Djoundourian, 1999). La situation pour Beyrouth-Sud est différente aujourd'hui, les collecteurs du Sud comprennent deux lignes convergeant sur Ghadir, où il existe déjà la station de prétraitement. Ces lignes proviennent du quartier de Manara et de Naameh, respectivement. Les deux collecteurs du Sud ont une longueur équivalente à 9 km et couvrent une population estimée à 784 000 habitants (CDR, 2005). La Figure 22 illustre la conception de l'assainissement et de l'épuration de la région du grand Beyrouth (capacité de conception 1,68 million de personnes). Bien que les travaux sur les collecteurs côtiers du nord aient été achevés en 2001, les collecteurs resteront hors service jusqu'à ce que le projet de STEP à Dora aboutisse. À ce jour, aucun financement n'a été obtenu pour la construction, ce qui signifie que les collecteurs resteront inactifs encore pendant plusieurs années (CDR/LACECO 2000c).

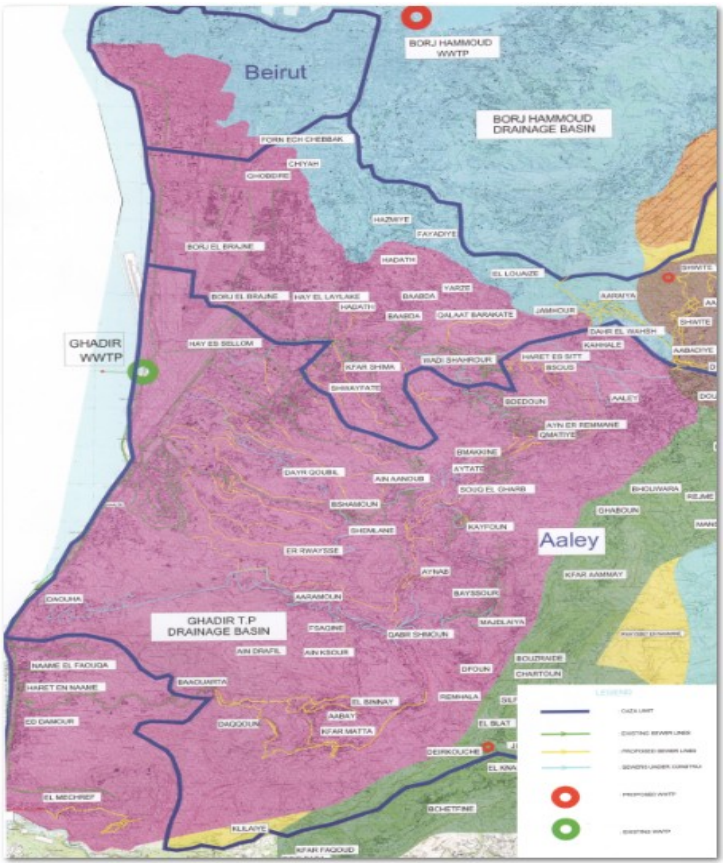


Figure 22. Bassin versant urbain de la station de Ghadir

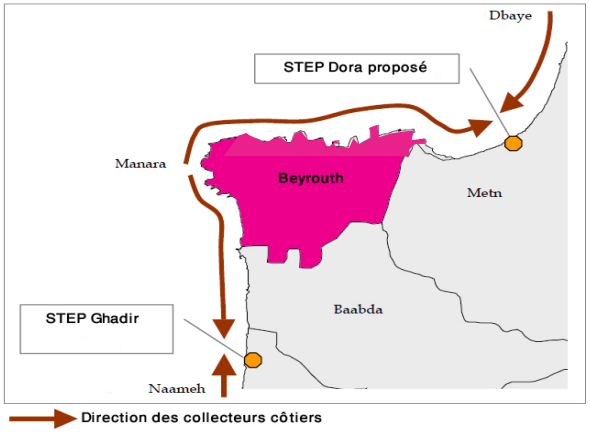


Figure 23. STEP de la région du grand Beyrouth

Le nombre d'habitants qui profiteront des deux stations d'épuration de Beyrouth sera de 1 900 000, soit 40 % de la population libanaise en 2020. La première station, celle de Ghadir, devrait intégrer un traitement par biofiltration (CDR/LACECO, 2000a). Pour la seconde qui sera située à Dora ou à Borj Hammoud, le gouvernement libanais doit encore décider son emplacement définitif et le type de traitement mis en œuvre (CDR/LACECO, 2000a). Aucune décision n'a été prise à ce jour.

Une stratégie nationale pour le secteur de l'eau établie par le ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques en 2010, a été adoptée en 2012 par le gouvernement libanais. Cette stratégie consiste à augmenter le traitement des eaux usées par la construction de nouvelles STEP et élargir les réseaux d'assainissement dans l'objectif de récupérer et de traiter la totalité des effluents du pays. Actuellement le Liban récupère 60 % de ses eaux usées alors que la moyenne de

récupération des eaux usées dans les pays arabes ne dépasse pas les 48 %. Cependant, le traitement des eaux usées ne dépasse pas les 8 % dans le pays ce qui est loin de la moyenne (32 %) de l'ensemble des eaux usées traitées dans le monde arabe. (Figure 24).

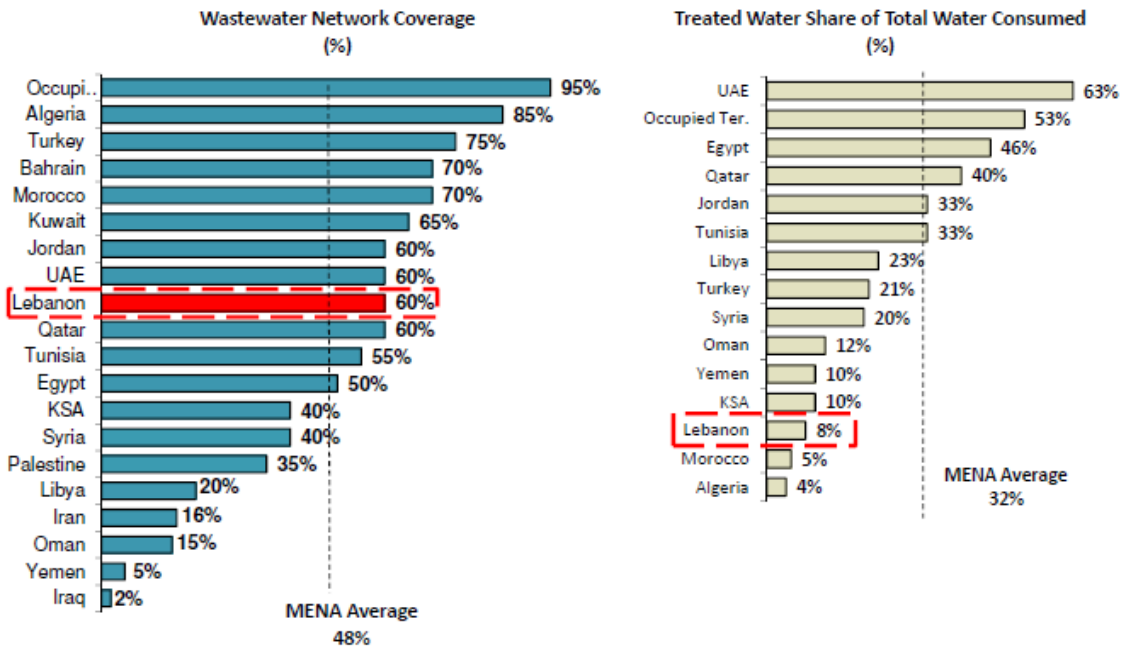


Figure 24. Comparaison entre les pays Arabes concernant les réseaux d'assainissement et les eaux traitées (Water market middle East) MENA : Middle East National Average

Dans une étude réalisée en 2006 par Deghaili, les paramètres globaux mesurés à l'Aval de la station de prétraitement d'El Ghadir ont montré des valeurs élevées (Tableau 16). Les MES, DCO et DBO_5 étaient respectivement de 459 mg/L, 745 mgO_2/L et 345 mgO_2/L. Une étude plus récente sur les micropolluants (triclosan et parabènes) a été conduite sur la station d'El Ghadir par Geara-Matta (2012). Des concentrations élevées en triclosan (5500 ng/L) et en parabènes (9900 ng/L) ont été détectés. 97 % des parabènes présents en sortie du traitement primaire sont éliminés lors du traitement secondaire (Andersen et al., 2007), ce n'est pas le cas au Liban à cause de l'absence de traitements primaire et secondaire.

Tableau 16. Paramètres globaux de la station d'El Ghadir (Deghaili, 2006 ; Geara-Matta, 2012)

Paramètres	Mesures (n)	Moyenne	Écart-type	Normes de rejet pour les eaux usées (Liban)
MES	91	459 mg/L	28,5 mg/L	60 mg/L
DBO_5	178	345 mg O_2/L	34,2 mg O_2/L	25 mg/L
DCO_T	166	745 mg O_2/L	103,5 mg O_2/L	125 mg/L
Azote (NH_4^+)	219	115 mg N/L	19,5 mg N/L	10 mg/L
Phosphore (PO_4^{3-})	219	38 mg P/L	13,5 mg P/L	5 mg/L
Coliforme Totaux	49	2635 C_T/100ml	5341 C_T/100ml	< 1000 C_T/100ml
Parabènes (Geara-Matta, 2012)	9	Min : 3932 ng/L	Max : 13375 ng/L	

Malheureusement, les études réalisées sur la qualité des rejets d'eaux usées sur le littoral libanais ne sont pas nombreuses. Cependant, toutes les indications montrent une pollution excessive qui dépassent de loin les normes des rejets et qui est évacuée vers la Mer Méditerranée. L'extrapolation de ces données à la qualité des rejets des 52 émissaires distribués le long du littoral configurerait d'une situation sans aucun doute catastrophique pour l'écosystème aquatique sur le littoral libanais. La prise de conscience du manque d'informations qualitatives et quantitatives nécessite de prendre

l'initiative quant à la réalisation d'études qui prennent en considération ces aspects du problème. Cependant cette initiative doit s'établir dans un contexte international afin de réaliser une vue comparative et contribuer à une extrapolation d'une expérience réussie. Dans cette optique, on a souhaité comparer deux situations contrastées, l'une qui s'intéresse à des rejets d'eaux usées sans traitement significatif, la situation libanaise, et l'autre qui explore des rejets ayant subi plusieurs types de traitement, comme en France. L'exemple parisien nous a paru pertinent pour cette comparaison. En effet, l'agglomération parisienne possède une véritable expertise en termes d'efficacité et de capacité de traitement des eaux usées. Par ailleurs le Syndicat interdépartemental pour l'assainissement de l'agglomération parisienne (SIAAP) qui gère les principales stations d'épuration possède une base de donnée riche tant sur l'aspect quantitatif que sur l'aspect qualitatif. Il possède également un retour d'expérience sur plusieurs techniques épuratoires, ce qui nous parait d'une grande utilité pour orienter les stratégies futures de dépollution des eaux usées à Beyrouth et par extension au Liban.

I.9 Assainissement en Région Parisienne

L'Île-de-France, et plus spécifiquement l'agglomération parisienne, présente la caractéristique d'être la région la plus urbanisée en France et est une des métropoles les plus densément peuplées au monde avec 20 433 habitants au km^2 (SIAAP, 2007). Cette urbanisation a conduit à la dégradation de la qualité de l'eau de la Seine dans les années 60. La première loi sur l'eau en 1964 a été établie en vue de lutter contre la contamination du milieu récepteur. Elle avait pour objectif de réduire la pollution des eaux générée par les activités urbaine et industrielle. Afin de résoudre ces problèmes de pollution, le SIAAP a été créé en 1971 pour traiter les eaux usées avant leur rejet en Seine. Il gère 5 stations d'épuration en Île-de-France à savoir Seine Aval, Seine Centre, Seine Amont, Marne Aval et Seine Grésillons (Figure 25).

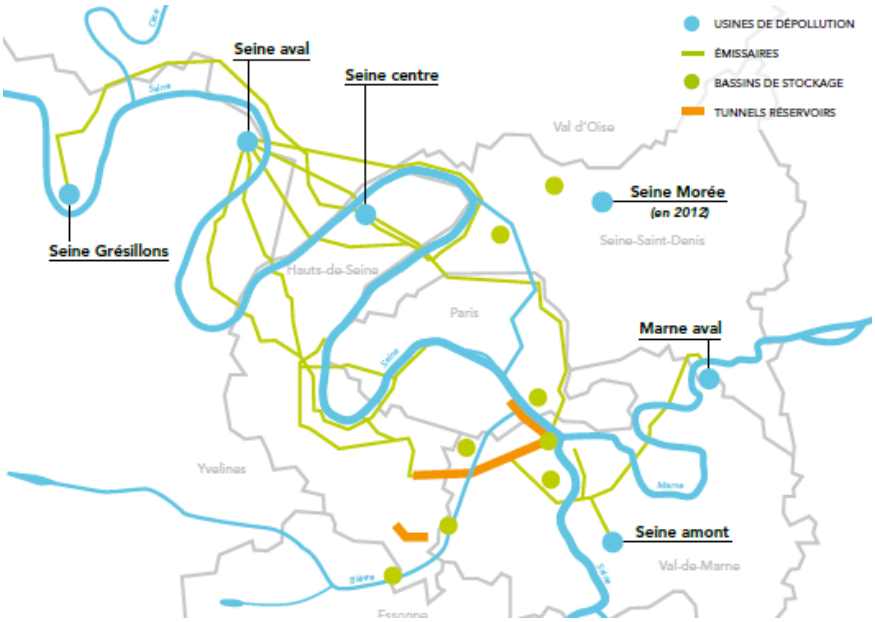


Figure 25. Carte des stations d'épuration du SIAAP (Source SIAAP)

Le débit arrivant à Seine Aval (SAV) à Achères (78) était équivalent à 2,1 millions de m^3/jour jusqu'en 2006. L'usine de Seine Amont (SAM) a doublé sa capacité de traitement passant de 300 000 à 600 000 m^3/jour en 2005 et une nouvelle usine Seine Grésillons(SEG) a été mise en service en 2008 avec une capacité de traitement par temps sec de 100 000 m^3/jour ; cette nouvelle usine a permis de réduire le débit de Seine Aval à 1,7 M m^3/jour. Cette baisse s'est poursuivie en 2012 avec l'extension de la capacité de la station de Seine Grésillons à 300 000 m^3/jour et la création d'une nouvelle usine Seine Morée (SEM) en Seine-Saint-Denis d'une capacité de 50 000 m^3/jour, le débit traité en temps sec de la station de Seine Aval a ainsi été ramené à 1,5 M m^3/jour. La station de

Seine Centre (SEC) à Colombes (92) a été mise en service en 1998, elle traite par temps sec 240 000 m^3/jour. L'usine de Marne Aval (MAV) à Noisy-le-Grand (93) a été ouverte en 1976 avec une extension en 2009. Elle a désormais une capacité de traitement de 75 000 m^3/j (Figure 26) (SAAP, 2012).

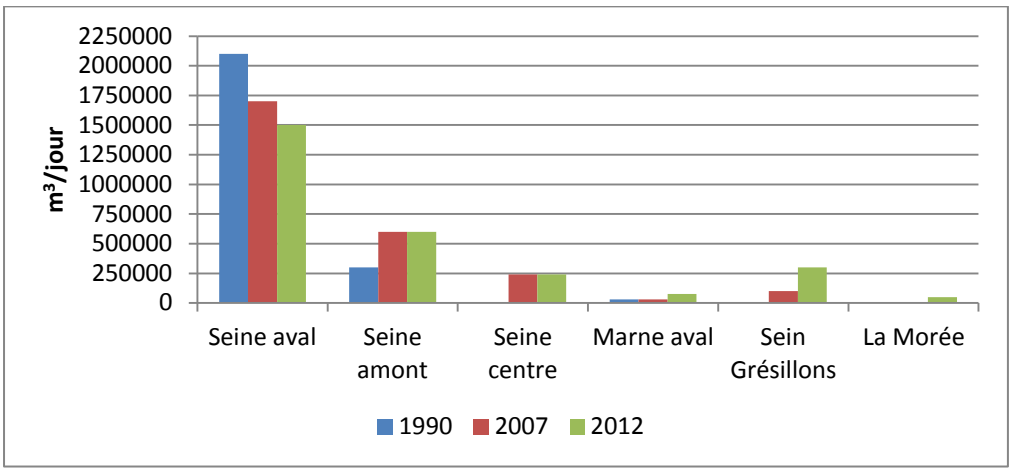


Figure 26. Évolution des capacités des stations d'épuration sur la période 1990-2012 (m^3/jour)

La station d'épuration de Seine Aval est raccordée à un réseau unitaire, elle traite les eaux usées de 70 % de l'agglomération parisienne ce qui est équivalent à 5 millions d'habitant avec une capacité de traitement qui peut atteindre 1 500 000 m^3/j et un débit de rejet maximal égal à 45 m^3/s. Ce traitement produit 135 000 t/an ou 58 000 t.ms/an de boue. Ces boues sont utilisées pour l'épandage dans l'agriculture (41 680 t.ms/an), compost (6 738 t.ms/an) et externalisation (687 t.ms/an). La station de Marne Aval a une capacité de traitement de 75 000 m^3/j pour 300 000 équivalent-habitants, elle est raccordée à un réseau de type séparatif. Les boues (7 330 t.ms/an) sont incinérées pour produire 1 312 t/an de cendres. La station de Seine Amont est raccordée à un réseau de type séparatif, elle a une capacité de traitement de 600 000 m^3/j et un débit de rejet équivalent à 21 m^3/s. La production des boues est de l'ordre de 31 516 t.ms/an, leur valorisation est la suivante : cimenterie (8 246 t.ms/an), compostage (12 485 t.ms/an), épandage (1075 t.ms/an) et interne (pyrolyse et incinérateurs) (2 783 t.ms/an). La production de cendres est équivalente à 2 289 t/an. La station de Seine Centre traite les eaux usées de 900 000 équivalent-habitants avec une capacité de traitement de 240 000 m^3/j et un débit de rejet de 12 m^3/s. Les boues produites sont incinérées pour générer 4 621 t/an de cendres. La station de Seine Grésillons traite 300 000 m^3/j avec un débit d'évacuation de 3,65 m^3/s. La production de boues est de l'ordre de 13 870 t.ms/an. La station de Seine Morée a une capacité de traitement équivalente à 50 000 m^3/j pour une population de 200 000 équivalent-habitants. Le réseau raccordé est de type séparatif avec un débit de rejet de 1,9 m^3/s (SIAAP, 2013). L'amélioration du traitement des eaux usées entraine une augmentation de 10 à 20 % de la production de boues (Figure 27).

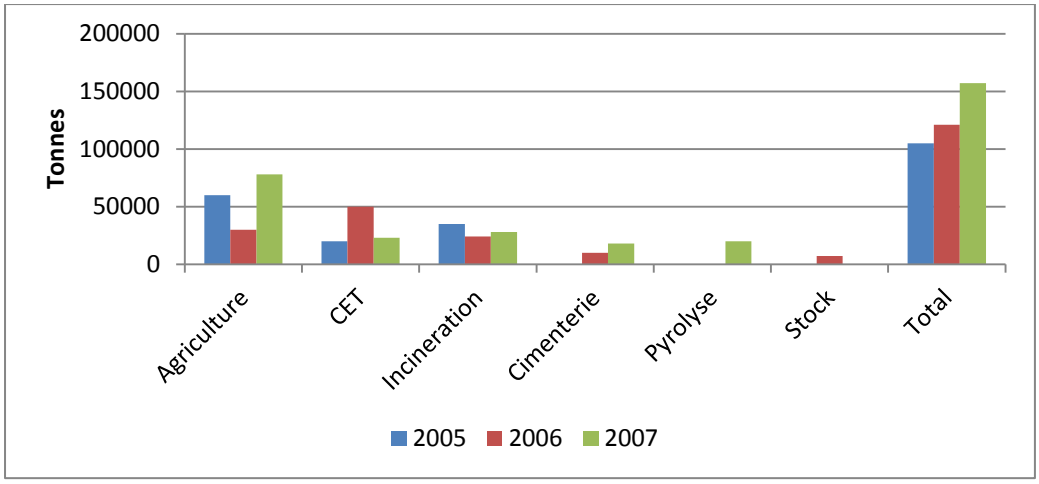


Figure 27. Destination des boues des usines du SIAAP (2005-2007)

Les eaux traitées provenant des usines du SIAAP sont évacuées vers la Seine, ce qui contraint le SIAAP à concentrer son action sur le respect de la qualité de l'eau de Seine suivant la Directive Cadre sur l'Eau (2000) qui impose un retour au bon état écologique en 2015, 2021 voire 2027 suivant les situations. Ainsi à l'aval du rejet de Seine Aval, la concentration en phosphore (P) ne doit pas dépasser 0,05 à 0,2 mg/L et la concentration en azote ammoniacal (NH_4^+) 0,1 à 0,5 mg/L (seuils européens). Dans les années 2004-2006, le grand défi a été l'augmentation du rendement épuratoire de l'azote qui était trop faible. Pour l'élimination de NH_4^+, des installations de dépollution supplémentaires étaient nécessaires. Le pouvoir épuratoire pour les matières en suspension (MES), de la demande biochimique en oxygène (DBO_5) et de la demande chimique en oxygène (DCO) est compris entre 80 et 90 % conformément aux normes européennes (Tableau 17) (SIAAP, 2007).

Tableau 17. Rendements épuratoires de la station Seine Aval

	Débit (m^3/jour)	**concentration moyennes en entrée (mg/L)**						**concentration moyennes en sortie (mg/L)**					
		MES	DBO_5	DCO	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	P_{Total}	MES	DBO_5	DCO	NTK	$N\text{-}NH_4^+$	P_{Total}
2004	1901000	245	195	433	48,6	31	7,4	33	24	99	42,5	3	2,5
Abattement (%)								87	88	77	12		66
2005	1839000	257	187	444	50,4	32	6,9	28	21	95	45	41	2,8
Abattement (%)								89	89	79	11		59
2006	1715000	250	178	433	48	31	6,8	28	22	94	44	36	2
Abattement (%)								89%	88	78	9		70

*En cours de traitement, en l'absence de nitrification, l'azote ammoniacal augmente du fait de la transformation progressive de l'azote organique (ammonification).

D'après un rapport technique du SIAAP en 2013, l'abattement de la station de Seine Aval a augmenté de 6 % pour les MES, 9 % pour la DBO_5, 10 % pour la DCO, 76 % pour le NTK et 15 % pour le P_T (Tableau 18). Pour les stations de SEC, MAV, SAM et SEG, une augmentation moyenne du rendement équivalent à 10 % pour la majorité des paramètres a été observée. Cette augmentation contribue à améliorer l'état biologique et chimique de la Seine pour respecter les objectifs fixés à l'horizon 2015 par la DCE.

Tableau 18. Abattements des stations d'épurations de l'agglomération parisienne (SIAAP, 2013)

Stations	rejet	MES	DBO5	DCO	NTK	NGL	Pt
MAV	[moyenne] mg/L	10,8	7,9	45	3,8	10,3	0,5
	Abattement (%)	97	97	93	94	84	93
SAV	[moyenne] mg/L	14	13	55	7,4	17	0,9
	Abattement (%)	95	93	88	85	71	84,5
SEC	[moyenne] mg/L	5	6	24	1,9	14	0,4
	Abattement (%)	98	97	95	96	70	94
SAM	[moyenne] mg/L	7	3	27	1,6	19,9	0,7
	Abattement (%)	98	99	96	97	70	90
SEG	[moyenne] mg/L	4	5	26	1,8	8	0,6
	Abattement (%)	97	97	93	96	85	90

La teneur en métaux dans les boues déshydratées de l'usine Seine Aval a diminué d'un facteur 10 et parfois 30 entre 1980 et 2000. Cette diminution est due au traitement des eaux industrielles avant leurs rejets. Tandis que la teneur en Al a augmenté en raison de l'utilisation de sels d'aluminium dans les processus de traitement (Figure 28) (Thévenot et al., 2002).

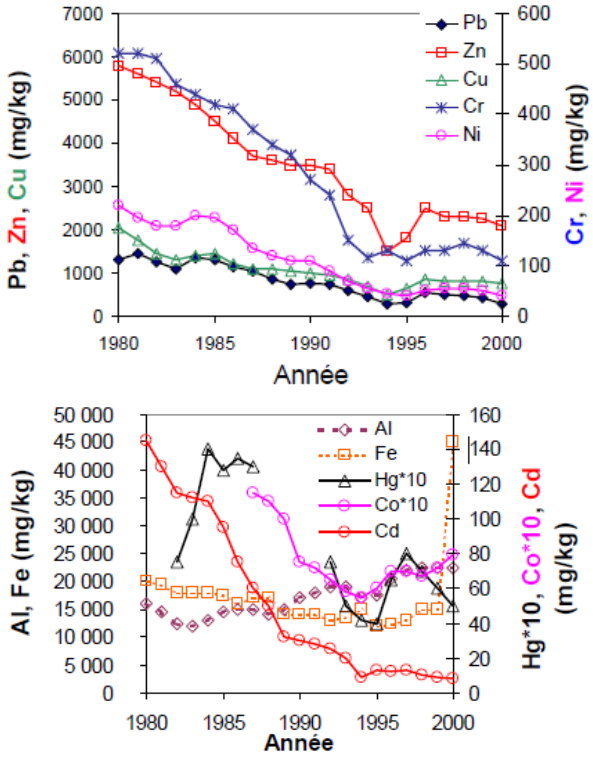


Figure 28. Teneur en métaux dans les boues déshydratées de la STEP Seine Aval (Thévenot et al., 2002)

La politique de développement durable a permis de produire de l'énergie à partir de la biomasse et de la digestion sans utiliser d'énergie fossile. Le biogaz issu de la digestion des boues couvre 70 % des besoins énergétiques de Seine Aval. Ce biogaz produit est une nécessité économique (23 millions d'euros économisés) et environnementale (Figure 29).

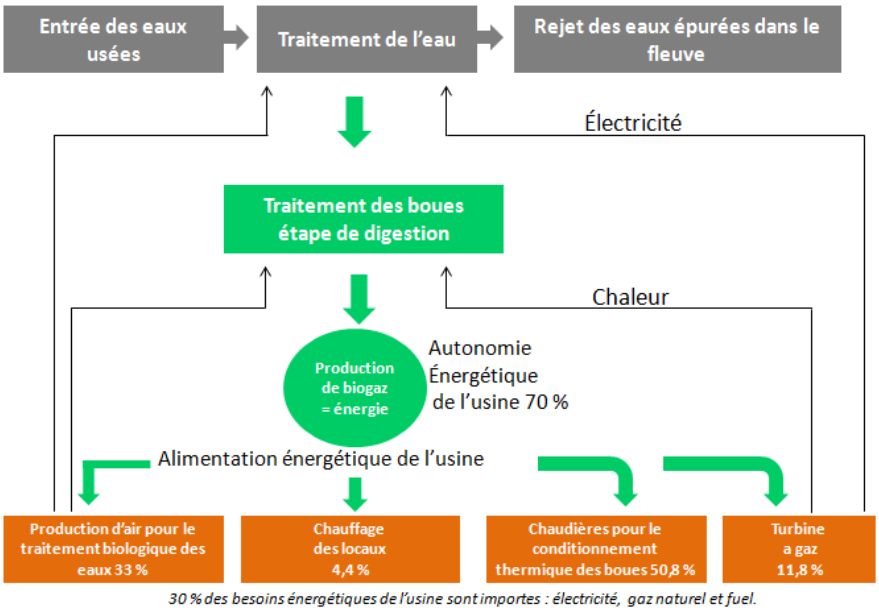


Figure 29. Production d'énergie par la station Seine Aval (source SIAAP)

I.9.1 Qualité des eaux usées en Île-de-France

La Seine représente le milieu récepteur des eaux traitées de l'agglomération parisienne. Le ruissellement sur les surfaces urbaines et les rejets industriels ont affecté la qualité de l'eau et perturbé la vie aquatique (Kafi-Benyahia, 2006 ; Gasperi, 2006 ; Zgheib, 2009). Pour acquérir des données sur les sources des polluants, leur transfert et leur devenir en France, plusieurs observatoires en hydrologie urbaine ont été créés : l'Observatoire des polluants urbains en Île-de-France (OPUR) en 1994, l'Observatoire de terrain en hydrologie urbaine (OTHU) en 1999 et l'Observatoire nantais des environnements urbains (ONEVU) en 2006. Ces observatoires travaillent en coopération entre eux pour développer une base de données commune qui aide à tester et valider des modèles en milieu urbain sur des données plus nombreuses et plus variées. Ils permettent d'optimiser le fonctionnement des dispositifs de gestion des systèmes d'assainissement, d'étudier les bassins versants à long terme et d'établir un bilan des flux d'eau, de polluants et d'énergie. Ces observatoires apportent aussi des informations qui contribuent à :

- évaluer les impacts des rejets de différentes natures sur la biocénose ;
- identifier et quantifier les sources, les voies de transfert et les réservoirs (eau, vecteurs, contaminants) ;
- équilibrer les bilans en intégrant le compartiment atmosphérique (terme d'évapotranspiration pour le bilan hydrique, et transport atmosphérique des polluants) ;
- préciser les interactions entre sources et vecteurs, formes dissoutes et particulaires ;
- appliquer ces connaissances pour développer des modèles prédictifs ou décisionnels à différentes échelles de temps et définir des stratégies d'actions, en termes de contrôle à la source et de gestion en temps réel des flux et évaluer leur efficacité.

Les travaux d'OPUR sont présentés plus en détails car ils se rapportent à l'agglomération parisienne qui nous sert de référence comme expliqué précédemment. La Figure 30 présente le cycle des polluants aux différents niveaux de cheminement de l'eau à l'échelle de petits bassins versants urbains (OPUR, 1994).

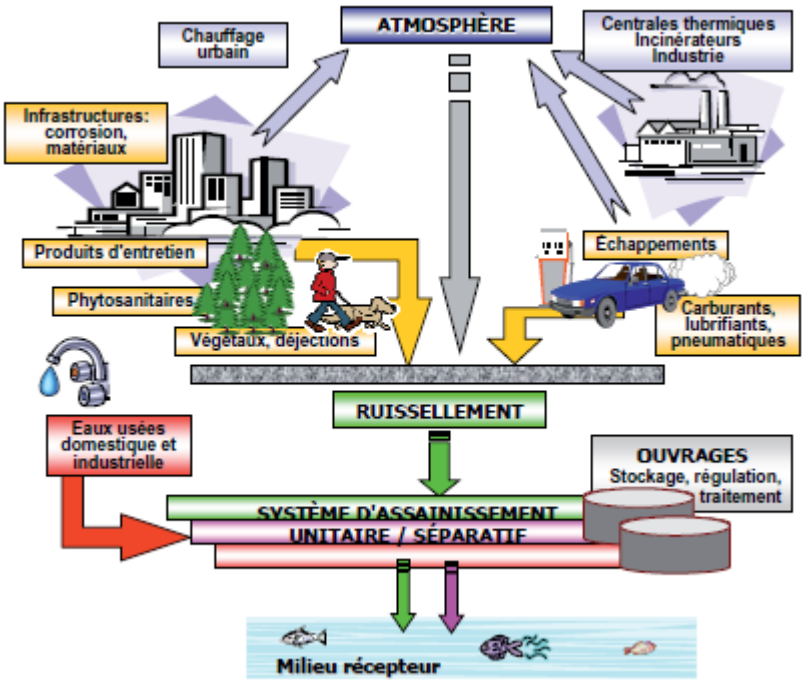


Figure 30. Cycle des polluants en milieu urbain (site web OPUR)

Des données sur les rejets urbains par temps sec et temps de pluie ont été générées lors des premières phases d'OPUR (OPUR 1 : 1994-2000 ; OPUR 2 : 2000-2006 ; OPUR 3 : 2006-2012). Chaque phase de recherche a une durée d'environ 6 ans. Le programme a pour objectif, entre autres, d'établir une base de données sur les sources des polluants, leur transfert et leur devenir dans les réseaux d'assainissement (Chebbo et al., 2006). La première phase a étudié un bassin versant de 42 ha, le bassin versant expérimental du Marais (Figure 31). Les résultats ont souligné la contamination des eaux de ruissellement et les rôles joués par les processus de sédimentation, érosion et adsorption dans les réseaux d'assainissement unitaire (Gromaire-Mertz, 1998).

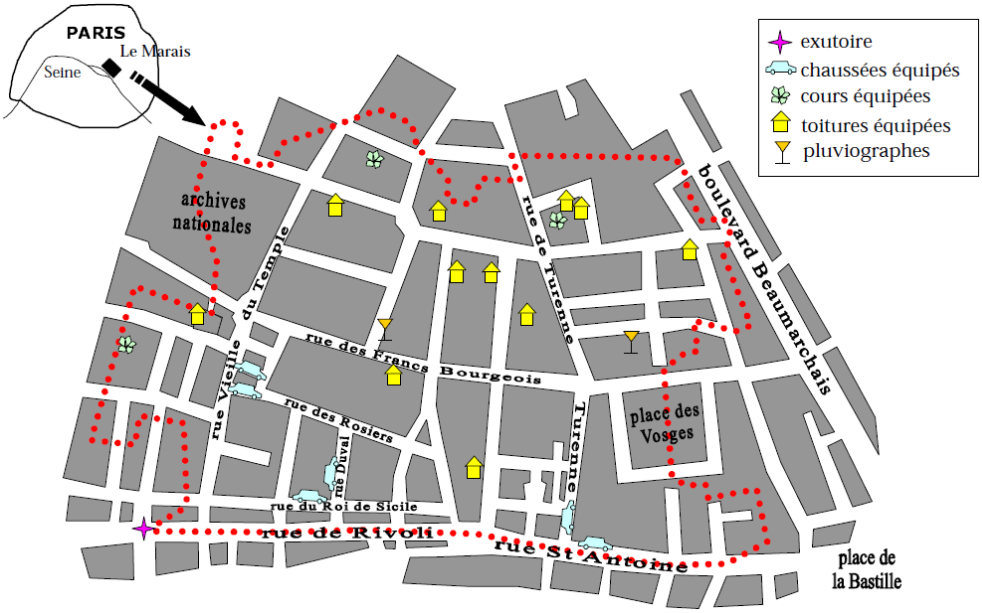


Figure 31. Bassin versant expérimental du Marais (Gromaire-Mertz, 1998)

L'érosion des stocks dans le réseau constitue la principale source de MES, de matière organique, de Cu et d'hydrocarbures. Pour d'autres métaux (Cd, Pb, Zn), la principale source de polluants s'est

avérée être la corrosion des structures métalliques des toits, à travers les eaux de ruissellement de toiture. Les bilans de masse ont mis en évidence une perte de ces métaux au cours du transport dans le réseau par stockage (Figure 32). Ainsi la concentration en métaux est la plus élevée dans les eaux de ruissellement, suivie par l'effluent unitaire de temps de pluie et enfin les eaux usées de temps sec (Gromaire-Mertz, 1998 ; Garnaud, 1999)

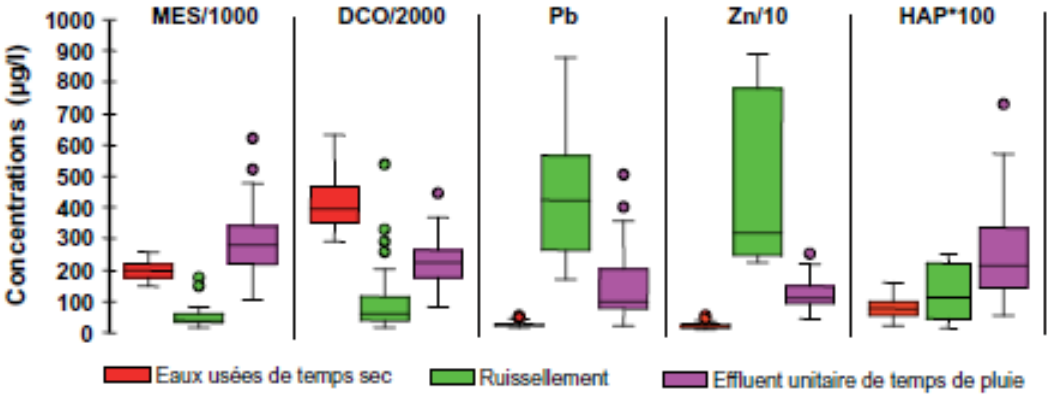


Figure 32. Concentration en polluants dans les eaux urbaines du Marais (Chebbo & Gromaire, 2008)

La deuxième phase (2000-2006) a étudié 6 bassins versants emboités (Figure 33) : Marais, Sébastopol, Quais, Clichy centre, Coteaux et Clichy aval, de tailles croissantes (Tableau 19).

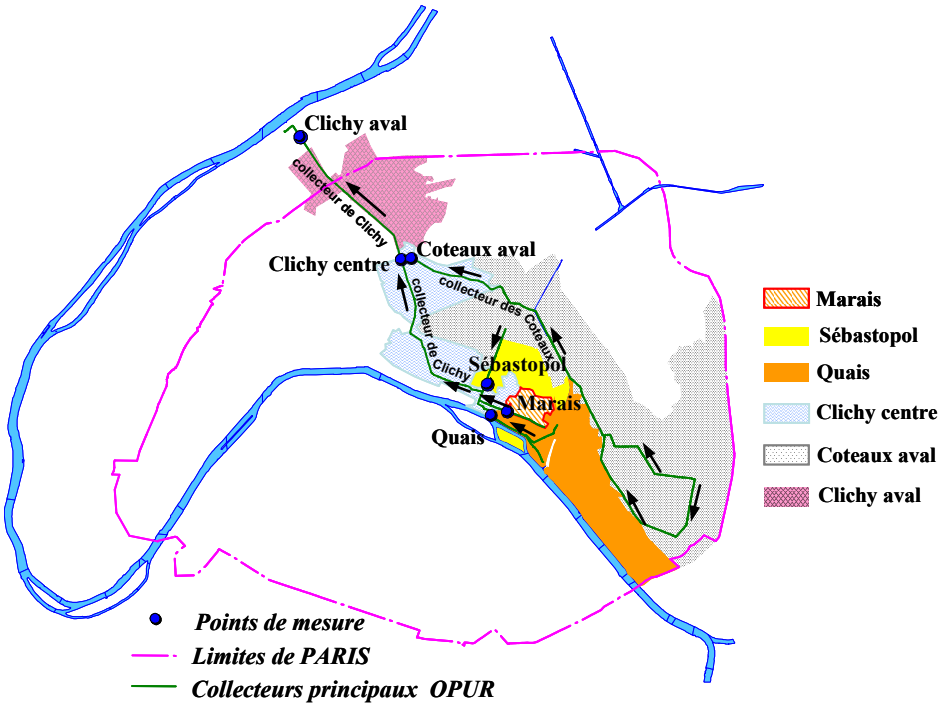


Figure 33. Bassins versants de la phase 2 du programme OPUR

Les résultats ont confirmé les avancées obtenues sur le bassin du Marais en termes de flux et de sources de polluants. Une relative homogénéité des flux et des processus de transfert a été ainsi montrée pour les différentes échelles spatiales étudiées. Aucune variation significative de la répartition dissous - particulaire n'est observée entre les bassins versants pour les paramètres étudiés (DBO_5, NTK, Cd, Cu, Pb et Zn). Ce résultat suggère pour ces paramètres que la répartition dissous - particulaire est relativement comparable pour les bassins versants étudiés. En revanche, une différence significative a été observée pour la DCO et le COT entre les sites amont (Marais, Sébastopol, Quais) et les sites aval (Clichy centre, Coteaux aval, Clichy aval). Les éléments

métalliques (Cu et Pb) sont très majoritairement transportés sous forme particulaire (87 à 88 %, en médiane). Les proportions particulaires du Cd et du Zn s'avèrent en revanche moins importantes, mais atteignent cependant 75, 71 et 58 % (Tableau 20 ;

Tableau 21) (Chebbo, 2006 ; Gasperi, 2006).

Tableau 19. Sites étudiés lors de la phase 2 du programme OPUR

	Marais	Sébastopol	Quais	Clichy centre	Coteaux aval	Clichy aval
Surface (ha)	42	112	402	942	1 315	2 581
Densité EHN (1)	287	376	286	373	343	313

(1) Densité EHN = nombre d'équivalents hommes azote par hectare

Ainsi, les différents modes d'usage et de gestion des eaux usées dans les réseaux d'assainissement unitaires semblent montrer pour les bassins versants des phénomènes stables au-delà de quelques dizaines d'hectares pour une occupation des sols donnée.

Tableau 20. Concentration des différents paramètres des bassins versants d'OPUR 2 (d10, d50 et d90) (Gasperi, 2006)

Concentrations	MES	MVS	DCO	DBO_5	COT	NTK	Cd	Cu	Pb	Zn
Unités	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$mg.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$	$\mu g.l^{-1}$
Marais	153-252	134-228	359-597	132-198	100-154	28-47	0,22-0,64	54-104	21-31	140-202
	218	188	535	156	140	29	0,45	94	22	174
Sébastopol	119-209	117-197	244-395	120-200	89-114	30-36	0,43-0,70	76-124	16-25	136-199
	166	153	344	183	104	36	0,56	98	20	171
Quais	169-226	146-197	340-538	166-230	108-164	35-42	0,28-0,70	58-112	15-42	128-500
	186	152	387	185	113	37	0,67	79	18	292
Clichy centre	166-221	145-189	322-477	138-240	96-121	31-42	0,31-0,70	63-99	18-29	142-316
	189	167	402	191	109	38	0,50	70	20	158
Coteaux aval	202-254	174-225	389-501	141-174	120-139	38-40	0,36-0,70	81-116	22-32	139-198
	214	180	427	158	126	40	0,43	92	30	163
Clichy aval	191-243	168-205	340-473	162-201	102-126	34-43	0,27-0,55	68-94	20-38	141-466
	208	177	403	190	113	36	0,36	75	28	210
OPUR 2	157-243	140-211	315-528	133-211	97-147	31-43	0,28-0,70	60-115	16-34	131-388
	198	171	388	181	116	36	0,50	81	22	172
Marais (1996 - 1997) Gromaire, 1998	100-206	98-127	231-462	115-212	-	-	0,1-0,5	35-133	5-21	63-199
	147	127	370	117			0,30	73	12	156
STEP Seine - Aval (SIAAP-émissaires)	146-477	-	300-613	94-335	-	42-58	0,28-0,60	53-133	25-45	23-461
	267		462	186		51	0,42	79	26	196

Tableau 21. Comparaison de la moyenne obtenue lors des deux premières phases d'OPUR pour les paramètres globaux (Gasperi, 2006)

Paramètres (en mg/l)	OPUR 1 EUTS 1996-1997	OPUR 2 EUTS 2001-2006	OPUR 1 EUTP 1996-1997	OPUR 2 EUTP 2001-2006	Marais Ruissellement 1996-1997
MES	147	198	221	279	36
MVS	127	171	140	213	20
DCO	370	388	331	432	56
DBO_5	117	181	139	158	11
COT	-	116	-	121	-
NTK	-	36	-	25	-

(1) EUTS = eaux usées de temps sec ; EUTP = eaux usées de temps de pluie

La troisième phase (2006-2012) s'est focalisée sur des bassins versants périurbains de la banlieue parisienne (Figure 34). Une étude des polluants drainés par les réseaux unitaire et séparatifs a été réalisée afin d'approfondir les connaissances sur ces polluants. Cette phase a permis de déterminer, d'une part, les sources et flux de polluants dans les eaux de ruissellement en confirmant le relargage des micropolluants issus des matériaux de couverture et, d'autre part, d'estimer la qualité des eaux pluviales récupérées dans une optique de réutilisation (ex : arrosage des jardins) (Robert-Sainte, 2009 ; Bressy, 2010).

Plusieurs études ont également été menées sur la qualité des eaux usées et plus particulièrement sur la contamination par les micropolluants (Zgheib, 2009 ; Gilbert, 2011 ; Geara-Matta, 2012). Bien que chacune de ces thèses traite d'une problématique spécifique, elles visent à évaluer la qualité des eaux pluviales, notamment leur contamination par les éléments traces métalliques, HAP, PCB, alkylphénols, PBDE, parabènes et triclosan. Ces études ont montré que les particules s'avèrent globalement le principal vecteur de la pollution de temps de pluie pour les matières organiques, les éléments métalliques et les hydrocarbures. Ces particules sont de nature organique et présentent des teneurs importantes en métaux lourds et en HAP comparativement à celles des eaux usées de temps sec. Les paramètres globaux sont indiqués dans le Tableau 22, par simple comparaison on remarque une faible variation concernant la concentration des paramètres globaux en entrée des STEP.

Tableau 22. Paramètres globaux obtenus dans la phase 3 d'OPUR – moyenne plus écart-type

Entrée STEP		MES mg/L	COP mgC/g	COD mgC/L	DCO mgO_2/L	DBO_5 mgO_2/L	NTK mgN/L	NH_4^+ mgN/L	Ptot mgP/L
Geara D. (2012)	SEC	280 (22)	128 (8)	36 (3)	479 (38)	227 (6)	45 (2)	33 (1)	6 (0,4)
	SAM	374(64)	206 (52)	29 (12)	627 (92)	278 (50)	61 (4)	43 (6)	11 (2)
Gilbert S. (2011)	SEC	~ 250	105 (12)	~ 45	422	174	-	33 (3)	-
	SAM	~ 400	175 (3)	~ 45	718	251	-	47 (5)	-
Geara D. (2012)	$SAV_{moyenne}$	208(69)	92(32)	39(12)	552(166)	168(60)	55(5,6)	42(4,2)	6,4(1,2)
	MAV	392(34)	189(14)	51(5)	742(91)	340(23)	70(7,9)	51(4,1)	10,7(2,0)
	SAM	368(43)	163(16)	45(7)	729(40)	312(9)	70(4,8)	52(3,3)	11,0(2,0)
Zgheib S. (2009)[a]	Unitaire Île-de-France	68-220	-	35 (12)	250-400		37-48		4,5-6

[a] : Valeur min-max

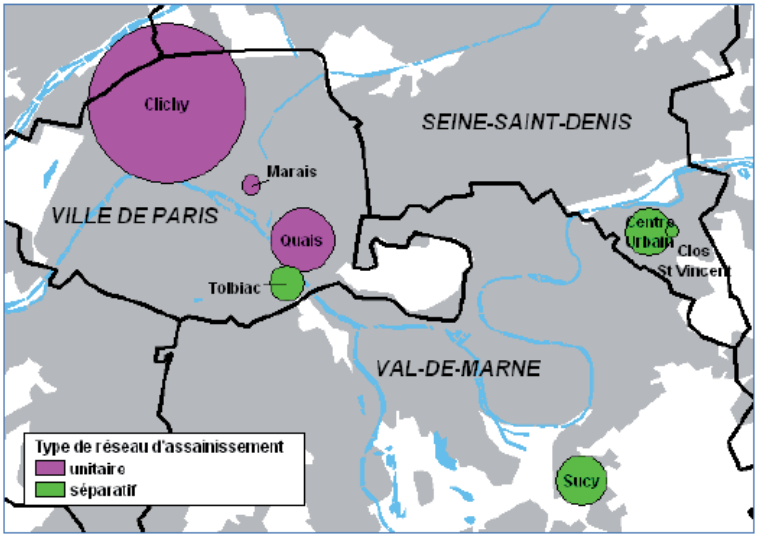


Figure 34. Sites de mesure de la phase 3 du programme OPUR (Chebbo & Gromaire, 2008)

En parallèle, d'autres thématiques se sont focalisées sur la caractérisation de la matière organique et, notamment, sur son influence sur la biodisponibilité des éléments traces métalliques dans les systèmes aquatiques et sur l'analyse du comportement des polluants dans les stations d'épuration par temps sec et par temps de pluie (Pernet Coudrier, 2008 ; Matar, 2012). L'objectif des travaux de thèses de Benoît Pernet-Coudrier et de Zeinab Matar était de caractériser la nature physico-chimique de la matière organique d'origine urbaine ainsi que son impact sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux traces dans les milieux récepteurs (Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012).

La matière organique a été fractionnée selon des critères de polarité de façon à séparer la fraction hydrophobe de la fraction hydrophile. Ces fractions ont été caractérisées en termes d'interaction avec les métaux. Ces travaux ont démontré que la matière organique d'origine urbaine, surtout les effluents de temps sec des stations d'épuration, contiennent principalement de la matière organique dissoute hydrophile (Pernet-Coudrier, 2008). En période d'étiage, ces rejets urbains augmentent sensiblement le caractère hydrophile de la matière organique dans la Seine à l'aval de l'agglomération parisienne. L'influence de cette matière organique dissoute (MOD) hydrophile sur la spéciation des métaux est forte puisqu'elle présente un pouvoir complexant relativement élevé comparé à la matière organique provenant de l'amont de l'agglomération parisienne ou à des substances humiques.

I.10 Éléments traces métalliques (ETM)

L'expression « métaux lourds » était fréquemment employée pour désigner les micropolluants minéraux dont la masse volumique est supérieure à 4,5 g/cm^3. Cette expression tend à être remplacée par le terme « éléments traces métalliques » (ETM) puisque certains non métaux répondent à cette définition. Ils sont présents dans les eaux usées et surtout dans les boues résiduaires urbaines (Miquel, 2001 ; Buzier, 2006). A l'état naturel, la plupart des roches renferment des ETM à des teneurs variables en fonction de la nature de la roche, de son âge et de sa localisation, généralement à des concentrations de l'ordre du mg/kg ou du µg/kg. Les gisements de carbone fossile (houille et pétrole) sont aussi à considérer comme une source non négligeable en ETM (Tableau 23). A partir de ces sources, ils peuvent être en l'absence de toute intervention humaine progressivement ou brutalement mobilisés par différents processus (altération, dissolution par les eaux profondes ou marines, éruptions volcaniques et transport aérien à longue distance) et ainsi redistribués dans les eaux, les sols et l'atmosphère. L'homme a intensifié ce processus de redistribution en exploitant les gisements miniers où sont concentrés les métaux et en les disséminant via des rejets atmosphériques, d'effluents ou de déchets dans les composantes de

l'environnement. La contribution de l'homme à la mise en circulation des ETM et à leur dissémination dans l'environnement est très variable, elle peut représenter jusqu'à 85 % pour le cadmium mais elle n'excède pas 35 % pour le zinc. (Merian, 1991 ; Miquel, 2001).

Tableau 23. Teneur en ETM des sources de carbone fossile (Merian, 1991 ; Miquel, 2001)

Élément	Houille mg/kg (Matière brute)	Pétrole mg/kg (Matière brute)
Cadmium (Cd)	0,07-2,9	0,01
Chrome (Cr)	9-13	0,12
Cuivre (Cu)	2,5-160	0,14-0,70
Mercure (Hg)	0,01-0,36	3,4-10
Nickel (Ni)	5-22	10
Plomb (Pb)	9-46	0,3
Sélénium (Se)	0,47-2	0,2
Zinc (Zn)	11-50	0,25-8

I.10.1 Les ETM dans les eaux usées

Les eaux usées résultant de l'activité urbaine recueillent les métaux provenant des canalisations, de la voirie, des déjections humaines, des produits lessiviels, des produits cosmétiques, médicaux et des déchets liquides directement déversés dans les réseaux d'assainissement. La corrosion des conduites d'eau individuelles et collectives est à l'origine d'une fraction importante du cuivre et plomb (Buzier, 2006). Le Tableau 24 présente la concentration totale et la fraction dissoute des ETM à l'entrée de diverses stations d'épuration pour différents bassins versants entre 1974 et 2009. On observe que la fraction dissoute varie largement pour le Cd de 6 à 70 %, le Cr de 8 à 63 %, le Cu de 4 à 55 %, le Ni de 38 à 80 %, le Pb de 5 à 15% et le Zn de 7 à 75 %.

Tableau 24. Concentration totale (µg/L) et proportion de la fraction dissoute des principaux métaux recensés en entrée de stations d'épuration municipales

	Cd		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Tot	Dis	Tot	Dis	Tot	Dis	Tot	Dis	Tot	Dis	Tot	Dis
Oliver and Cosgrove 1974	6	17 %	-	-	310	55 %	330	69 %	230	5 %	2400	24 %
Nielsen and Hrudey 1983	2,6	6 %	254	9 %	90	4 %	42	70 %	-	-	190	75 %
Kaplan et al., 1987	2	12 %	-	-	34	25 %	-	-	54	15 %	224	9 %
Goldstone et al., 1990 a et b	1,6	70 %	35	63 %	300	9 %	40	71 %	600	12 %	300	35 %
Ekster and Jenkins, 1996	-	-	-	-	109	5 %	24	38%	-	-	-	-
Karvelas et al., 2003	3,3	17 %	40	8 %	79	10 %	770	80 %	39	5 %	470	7 %
Buzier et al., 2006	1,2	75 %	16,4	23 %	113,4	20 %	19	74 %	32,3	24 %	-	-
Zgheib, 2009	0,23	-	24	-	50		2,18		4,43		80	

Le ruissellement des eaux pluviales sur les toitures, les chaussées et sur l'ensemble des surfaces imperméables conduit à l'enrichissement en plomb, zinc et nickel. L'activité industrielle a un impact sur la contamination en cadmium, mercure, chrome et nickel. En raison de leurs propriétés physico-chimiques (conductivité électrique et thermique, malléabilité et ductilité) les métaux sont présents largement dans les activités industrielles et donc dans leurs eaux usées. La concentration en ETM

dans les eaux usées est très supérieure à celle qui caractérise les eaux potables, les eaux de rivière et l'eau de Mer (Tableau 25) (Lester, 1987). D'après Garnaud (1999), la concentration en ETM dans les eaux urbaines de ruissellement est supérieure à celle dans les eaux usées de temps sec pour Pb et Zn et comparable pour le Cd et Cu (Tableau 26).

Tableau 25. Concentration (µg/L) en métaux dans différents types d'eau (Lester, 1987)

	Pb	Cd	Hg	Fe
Eau potable	50	5	1	200
Eau de rivière	0,3-100	0,003-10	0,01-1	3-300
Eau de mer	0,003	0,1	0,002	0,1
Eau d'égout	51-630	6-85	1-7	60-999 000

Tableau 26. Concentration (µg/L) en métaux dans les eaux usées et de ruissellement (Garnaud, 1999)

	Pb	Cd	Cu	Zn
Eaux usées temps sec	8	0,28	61	114
Ruissellement urbain	425	1,78	56	3199
Exutoire du BVUE	177	1,32	117	1495

I.10.2 Destinée des ETM au cours du traitement

Les eaux usées qui parviennent à la station d'épuration subissent une décantation séparant les particules solides non colloïdales sous forme de boues de décantation primaires. La partie surnageante est soumise à l'action de bactéries épuratrices qui se multiplient en consommant les substances organiques solubles de l'effluent. Les colonies bactériennes (floc microbien), associées aux substances colloïdales également présentes dans les eaux usées, constituent les boues biologiques de décantation secondaire, dont le mélange avec les précédentes, conduit aux boues mixtes. Les boues physico-chimiques résultent de la mise en œuvre d'un procédé beaucoup plus simple qui consiste à ajouter aux eaux provenant des émissaires des floculants minéraux tels que du sel de fer ou d'aluminium et de la chaux. Ces derniers agglomèrent par coagulation-précipitation les particules solides et colloïdales résiduelles. A l'issue de ces différentes phases de traitement des eaux usées, les ETM qu'elles renfermaient vont se trouver pour partie dans les boues produites et pour partie dans les eaux épurées. En moyenne, 70-90 % sont retenus par les boues (Tableau 27). L'efficacité de cette rétention dépend de la nature des métaux, Ni est moins bien fixé que Cu, qui est transféré à plus de 90 % dans les boues. L'élimination des ETM a lieu majoritairement par transfert vers les boues biologiques lors du traitement secondaire, les boues primaires de décantation ne retenant que 25 à 30 % des ETM (moins de 5 % dans le cas du nickel) (Colin, 1986 ; Oliver, 1974 ; Nielsen and Hrudey, 1983 ; Karvelas et al., 2003).

Tableau 27. Rendement épuratoire moyen des ETM pour un traitement à boues activées (en %).

	Zn	Cu	Mn	Pb	Cr	Ni	Co	Cd	Hg	Fe
Oliver and Cosgrove, 1974	78	72	-	92	>50	17	-	79	-	47
Nielsen and Hrudey, 1983	54	93	-	-	92	43	-	92	-	-
Colin et al., 1986	74	85	40	85	77	32	65	75	92	77
Goldstone et al., 1990 a et b	73	78	-	64	77	56	-	67	-	-
Ekster and Jenkins, 1996	-	96	-	-	-	61	-	-	-	-
Chipasa et al., 2003	90	50	-	30	-	-	-	17	-	-
Karvelas et al., 2003	55	70	-	45	45	40	-	40	-	35
Buzier, 2006	-	89	-	85	73	47	-	-	-	86

Généralement, l'abattement sur l'ensemble des ETM apparait relativement important > 70 % à l'exception du Ni (Chipasa, 2003). Cependant seul le traitement à boues activées est susceptible d'éliminer une partie des espèces solubles, c'est pourquoi la fraction dissoute des métaux est dominante dans un effluent traité. Certaines observations se dégagent en comparant les STEP les

unes aux autres. Al dissous est éliminé à plus de 90 % dans la STEP de Meaux alors qu'il n'est pas significativement affecté lors du traitement dans la STEP du Châtelet en Brie (Figure 35) (Buzier, 2006).

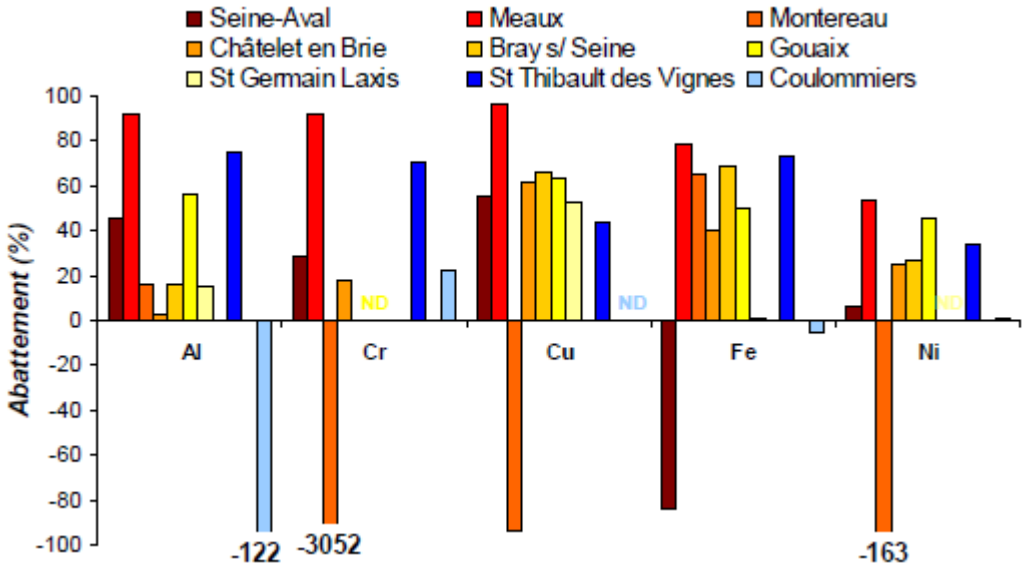


Figure 35. Élimination des métaux dissous dans les STEP pour différents types de traitement (boues activées : rouge-orangé) ; (biofiltration : bleu foncé) ; (lit bactérien : bleu clair). ND : non déterminé. Les éliminations négatives correspondent à une augmentation de la fraction dissoute. (Buzier, 2006).

Plusieurs étapes sont intégrées au traitement des boues obtenues en STEP :

- *La stabilisation* : elle consiste à soumettre les boues à un nouveau traitement biologique destiné à réduire la fraction biodégradable qu'elles renferment encore. Elle est réalisée soit par fermentation anaérobie conduisant à la production de boues digérées anaérobie, soit par voie aérobie conduisant à des boues mixtes stabilisées aérobies, soit encore par voie chimique par l'ajout de chaux en quantité suffisante pour aboutir à un milieu basique abiotique conduisant à des boues chaulées ;
- *Le conditionnement* : il prépare la phase ultérieure de déshydratation en « déstabilisant » l'état colloïdal de la boue par ajout de polyélectrolytes de floculation, de chaux ou par autoclavage (cuisson des boues à des températures bien déterminées) ;
- *L'épaississement et la déshydratation* : l'épaississement est obtenue par simple voie gravitaire sur lit de séchage ou en silo, ou encore par un système de flottation. Des procédés mécaniques plus énergivores comme la centrifugation et le filtre-presse sont mis en œuvre pour la déshydratation.

A l'issue de ces différentes phases de traitement des eaux usées, les micropolluants qu'elles renfermaient vont se trouver distribués dans les boues produites et dans les eaux épurées selon la nature des ETM. La fixation des micropolluants par les boues, met en jeu divers mécanismes dont l'importance relative est fonction de la nature chimique du micropolluant :

- Formation et précipitation de sels métalliques insolubles dues aux modifications internes du milieu qui résultent-elles mêmes de l'activité microbienne intense régnant dans les bassins d'aération ;
- Absorption des micropolluants en solution ou suspension par les organismes microbiens ;
- Adsorption des particules colloïdales présentes dans les eaux usées sur le floc bactérien ;

- Coagulation-précipitation par les réactifs minéraux tels les sels de fer ou d'aluminium et chaux lors de la mise en œuvre d'un traitement physico-chimique.

I.10.3 Spéciation des ETM

Les ETM se trouvent sous différentes formes dans un milieu aquatique, ils se répartissent entre les phases particulaire et dissoute. Cependant, un métal est présent dans une solution sous forme libre (M^{n+}) ou sous forme de complexe (ML) (Tusseau-Vuillemin et al., 2005) :

$$ML \underset{Kf}{\overset{Kdis}{\rightleftarrows}} M^{n+} + L^{n-}$$

Avec : avec Kdis et Kf, respectivement les constantes de vitesse de dissociation et de formation du complexe ML.

Pour la phase particulaire, les ETM peuvent être adsorbés sur des particules présentes dans le milieu qui ont une forte affinité pour les métaux ou ils peuvent être intégrés à la structure cristalline de certains minéraux en suspension. Pour la phase dissoute, les ETM peuvent se lier à des ligands organiques et/ou inorganiques pour former un complexe ou alors rester libres en solution (non complexés). Généralement, tous les complexes inorganiques sont dites «labiles» et les complexes organiques sont, selon la nature du ligand considéré, labiles ou «inertes». La distribution des ETM entre ces différentes formes constituent la spéciation des métaux (Figure 36).

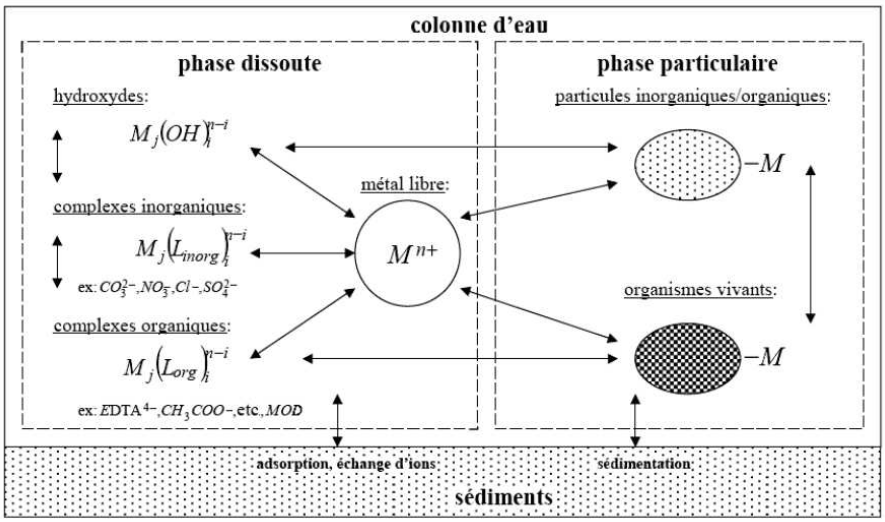


Figure 36. Différentes formes d'un métal M en présence de constituants organiques et inorganiques en milieu aqueux (Buffle, 1988)

Un métal labile est considéré comme facilement mobilisable, échangeable, en interaction facile et rapide avec la solution environnante (Gourlay-France et al., 2010). Les ETM peuvent passer d'une forme à une autre en fonction des caractéristiques du milieu telles que le pH, la salinité et la matière organique (Tusseau-Vuillemin, 2005). Il est important d'estimer la fraction biodisponible car la concentration en métaux totaux (somme des fractions particulaire et dissoute), n'est pas un bon indicateur de la toxicité pour les organismes biologiques du milieu aquatique (Batley, 2004). En effet, la biodisponibilité d'une substance chimique désigne sa capacité à interagir avec les organismes vivants. Cette notion est très importante dans l'évaluation du risque écotoxicologique dont la pertinence repose notamment sur l'aptitude à prédire quelle sera la fraction des micropolluants susceptible d'exercer une action toxique sur les organismes (Gourlay-Francé et al., 2008). C'est la raison pour laquelle il faut être en mesure de caractériser finement la fraction dissoute qui comprend les métaux labiles. Cette fraction correspond aux métaux susceptibles d'agir sur les organismes vivants. C'est généralement la fraction dissoute qui contient majoritairement la fraction biodisponible (Gourlay-France et al., 2010). Pour obtenir la fraction labile, il est d'abord

nécessaire de séparer les fractions dissoute et particulaire par une simple filtration (seuil de coupure 0,45 µm). Les métaux labiles seront ceux susceptibles de se dissocier pendant le temps de la mesure. Ils sont constitués par les formes métalliques libres (formes cationiques) ou faiblement liées à des ions minéraux (hydroxyles, carbonates) ou à des molécules organiques (Thévenot et al., 2002).

I.10.4 Spéciation à l'aide de la DGT

Les DGT (Diffusive Gradient in Thin films - gradient de diffusion en couche mince) sont des systèmes d'échantillonnage passifs qui accumulent la fraction labile des métaux dissous en milieu aqueux de manière contrôlée. Cette technique a été proposée par Davison et Zhang (1994), elle est basée sur la première loi de Fick. Les DGT permettent de pré-concentrer les molécules, les sélectionner par leur taille et suivre une contamination sur plusieurs jours (Figure 38). C'est un système à trois couches : une couche d'absorption (résine Chelex 100), qui lie de manière irréversible les ions métalliques, une couche de diffusion (hydrogel) qui favorise la diffusion du métal à travers une résine, et deux membranes filtrantes PC (Polycarbonate) et PES (PolyEtherSulfone) en contact avec la solution à analyser. Les métaux libres et faiblement complexés diffusent dans la membrane et à travers la couche de diffusion pour se fixer sur la résine (Figure 37).

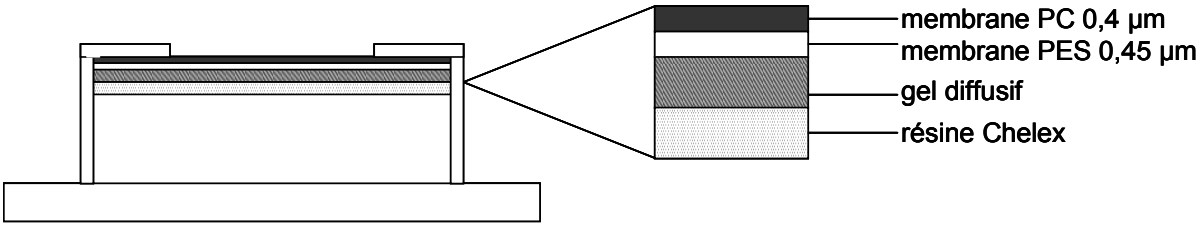


Figure 37. Schéma simplifié d'une DGT (Source Cemagref, 2011)

Figure 38. Dispositifs DGT installés en rivière (Gourlay-Francé, 2009)

I.10.5 Spéciation à l'aide du disque chélatant

Les disques chélatant sont composés de polymères qui permettent de construire une forte liaison avec les métaux grâce à des groupements fonctionnels complexant. Ces polymères sont des résines Chelex100, BioRex70 (BioRad) et Chelamine (Fluka). D'après Bowles (2006), elles sont utilisées afin d'estimer la labilité des complexes métalliques naturels. Les métaux retenus seront les métaux libres et ceux capables de se dissocier pendant le contact avec la résine. Ces résines sont utilisées dans les études de spéciation des métaux et tout particulièrement la résine Chelex-100 à base de polymère de styrène divinyl-benzène comprenant des groupements fonctionnels chélatants de type iminodiacétate. La fraction labile mesurée à l'aide de cette technique est plus proche de la concentration de l'ion libre M^{n+} qui est un bon outil prédictif de la biodisponibilité (Varrault, 2011). Plusieurs études ont utilisé cette technique pour différents types d'eau : eau de Mer (Kagawa, 2001 ; Yamashiro, 2007), eaux usées en stations d'épuration (Tushara, 2009) et eaux de surface en temps sec et temps de pluie (Figure 39) (Thévenot, 2009).

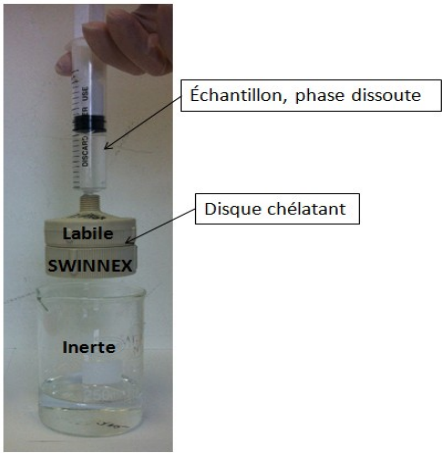


Figure 39. Montage de la spéciation par disque chélatant

I.11 Matière organique dissoute (MOD)

La matière organique est une composante fondamentale des milieux aquatiques naturels. Elle est constituée d'un vaste ensemble de composés complexes et hétérogènes (Meybeck, 1998). Elle trouve son origine dans des phénomènes complexes qui ne sont pas encore totalement définis et peut se scinder en matière organique d'origine autochtone (générée dans le milieu aquatique par l'activité phytoplanctonique et microbienne) et en matière organique d'origine allochtone (ou terrestre, provenant du lessivage des sols et de la percolation des eaux dans les sols). Le terme matière organique regroupe l'ensemble des composés carbonés issus de la biogenèse. Les milieux aquatiques contiennent des matières organiques (MO) d'origines très variées (Buffle, 1988). Il est habituel de qualifier comme naturelle la matière organique de ces milieux (aussi appelée MON pour matière organique naturelle). Elle est constituée de molécules très diverses, souvent polymérisées et agrégées. La MON représente au moins 90 % de la charge en matières organiques des eaux naturelles et elle constitue une composante d'intérêt majeur lors de la production d'eau potable, car elle interfère avec de nombreux procédés de traitement. Elle constitue en particulier le réservoir principal de précurseurs de sous-produits de désinfection durant les étapes de chloration et/ou ozonation, et s'avère par ailleurs largement impliquée dans les problèmes de colmatage des membranes. La MON serait constituée pour l'essentiel par des structures macromoléculaires de type polymérique à caractère acide, bien que certaines recherches récentes (Filella, 2008) considèrent qu'il pourrait s'agir de structures supramoléculaires, constituées de molécules de faibles masses moléculaires, associées entre-elles par des liaisons de faible énergie. Mais on y trouve également des acides organiques de bas poids moléculaires, des acides aminés (sous forme d'acides aminés libres, de polypeptides et/ou de protéines), des sucres (sous forme de polysaccharides), des amino-sucres. La matière organique dissoute (MOD) est opérationnellement distinguée de la matière organique particulaire (MOP) par une filtration à 0,45 µm. La MOD dans les systèmes aquatiques est constituée d'un mélange extrêmement complexe de molécules dont la majorité n'est pas structurellement identifiée à l'heure actuelle (Filella, 2008). Il en résulte une très grande variété de propriétés de la MOD. Les MOD naturelles possèdent deux sources principales : l'une aquatique et l'autre terrestre. La MOD d'origine aquatique, aquagénique (ou autochtone), résulte principalement de la dégradation et des excrétions microbiennes et phyto-planctoniques, la proportion apportée par les plantes aquatiques supérieures et les animaux aquatiques étant faible (Buffle, 1988; Kracht, 2001). La MOD d'origine terrestre, pédogénique (ou allochtone), a pour principales origines les plantes supérieures et les microorganismes contribuant à leur dégradation (Kracht, 2001). En outre, dans les milieux aquatiques subissant une pression anthropique forte, en raison de rejets urbains, la MOD provient principalement des eaux de ruissellement (lixiviats de décharges, ruissellement de chaussée, etc.) et des rejets urbains (domestiques et industriels) et

agricoles. Ces rejets traités ou non traités (Meybeck, 1998; Labanowski, 2004) sont une source de MOD parfois importante pour le milieu récepteur.

I.11.1 Protocole de fractionnement de la MOD

Pour caractériser cette matière organique, de nombreux protocoles ont été développés Malcolm et Maccarthy (1992), Martin-Mousset (1997) Ils font appel à des méthodes de concentration, d'extraction et de fractionnement, et associent parfois l'ensemble de ces procédés. Ils peuvent mettre en œuvre une simple concentration par lyophilisation ou évaporation, une adsorption sur des résines macroporeuses non ioniques ou sur des résines échangeuses d'ions, ou encore une filtration sur des membranes d'osmose inverse, de nanofiltration ou d'ultrafiltration. Plus récemment, les travaux de Pernet-Coudrier (2008, 2011) ont montré l'intérêt de la procédure de fractionnement associant en série les résines DAX-8 et XAD-4. Nous développons ci-après la méthode d'extraction la plus usitée, qui permet d'extraire et de fractionner la matière organique grâce aux propriétés de sorption des résines macroporeuses non ioniques DAX-8 et XAD-4. Ce protocole permet de considérer l'ensemble de la MO retenue sur les résines puisque les fractions traditionnellement non désorbées à la soude sont prises en compte. Ce protocole permet de retenir séparément, dans différentes fractions, les composés hydrophobes (HPO) sur résine DAX-8 et les composés transphiliques (TPI) sur résine XAD 4. La matière organique non précipitée et retenue par aucune résine correspond aux composés hydrophiles (HPI). Les pourcentages des fractions HPO et TPI sont déterminés par mesure de la différence des concentrations en matière organique entre l'entrée et la sortie des colonnes, respectivement DAX-8 et XAD-4. Le pourcentage en composés HPI est obtenu par mesure de la concentration en matière organique de l'échantillon en sortie de résine XAD-4 (Figure 40).

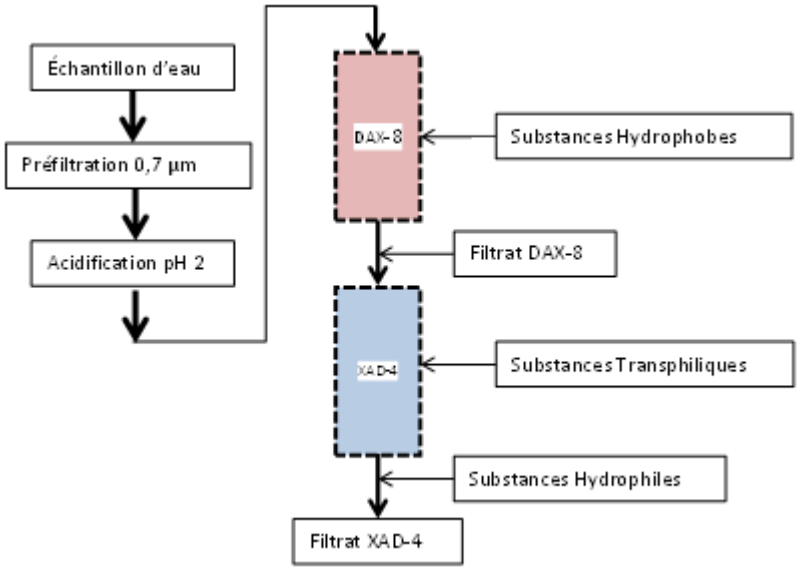


Figure 40. Montage du fractionnement de la MOD

I.11.2 Interaction MOD-ETM

Les systèmes aquatiques urbanisés présentent des concentrations importantes en micropolluants organiques et métalliques notamment à cause des rejets urbains. L'impact de ces micropolluants, plus particulièrement des micropolluants métalliques, sur le milieu récepteur dépend largement de leur spéciation. En effet, les métaux traces sont présents dans les milieux aquatiques sous différentes formes chimiques. Pour la phase dissoute, les métaux peuvent être sous forme libre ou sous forme de complexes inorganiques ou organiques comme cela a déjà été évoqué. Ces différentes formes, qui évoluent en fonction des conditions physicochimiques du milieu, contribuent

à la biodisponibilité et toxicité du métal envers les organismes vivants (Pernet-Coudrier, 2008). En effet, la MOD des effluents de STEP a montré une capacité de complexation des ETM plus élevée que celle de la MOD d'origines naturelles. De plus, la MOD d'origine urbaine joue un rôle protecteur contre les ETM dans le milieu récepteur, autant voire plus important que celle des systèmes aquatiques sous faible pression urbaine. Ceci s'explique par la forte présence d'azote dans le milieu, notamment les groupements amines. L'effet protecteur de la MOD HPI a été mis en évidence et est loin d'être négligeable face à celui des autres fractions (Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012).

I.12 Conclusion

L'activité humaine est responsable de l'accumulation des polluants (MES, DBO_5, DCO, NO_3^-, PO_4^{3-}, SO_4^{2-}, ETM (Cu, Zn, Pb, Cd, Cr…)) dans l'environnement et plus précisément dans le milieu naturel aquatique. La problématique majeure au Liban réside dans l'introduction de ces substances dans l'environnement via les eaux usées qui ne subissent aucun traitement. C'est dans ce contexte que plusieurs textes réglementaires au Liban ont été fixés à partir des années 1990 (après la guerre civile) afin de préserver l'environnement de ces rejets et de limiter les rejets de certaines substances dangereuses vers le milieu naturel. Cependant, malheureusement, jusqu'à aujourd'hui la quasi-totalité des eaux usées urbaines reste sans traitement ; la majorité des industries évacue leurs eaux usées dans les réseaux unitaires également sans pré-traitement. Toutes ces eaux sont déversées dans la Mer Méditerranée.

Cette synthèse bibliographique a mis en évidence le manque d'information sur les niveaux de contamination des eaux usées tant pour les paramètres globaux que pour les éléments traces métalliques au Liban et l'absence chronique de traitement avant rejet dans le milieu récepteur. Ainsi l'objectif de cette étude est de dresser un bilan de la situation au Liban en termes de qualité des eaux usées et de la comparer à celui de l'agglomération parisienne une région urbanisée et industrielle dense pour laquelle les eaux usées sont traitées dans des stations d'épurations intégrant différents types de traitements primaires et secondaires avant leur rejet dans le milieu récepteur qui est la Seine. Cette comparaison permettra de mettre en évidence l'amélioration de la qualité de la Mer Méditerranée sur le littoral libanais, et plus généralement pour l'ensemble du milieu récepteur, si des traitements similaires à ceux aujourd'hui en place en France, mais adaptés à la qualité des eaux usées libanaise était mis en œuvre.

II Chapitre 2 Matériels et Méthodes

Chapitre 2 Matériels et méthodes

II.1 Contexte expérimental

Au Liban, les eaux usées sont évacuées directement dans le milieu récepteur sans subir aucun traitement significatif. Compte-tenu de sa petite superficie (10 452 km²) et d'un littoral assez important (210 km), où habitent plus des deux tiers de la population libanaise, la plupart des rejets sont effectués dans la Mer Méditerranée via une série de collecteurs qui se terminent généralement en bord de mer. Dans ce contexte assez particulier, nous avons choisi d'étudier une bande du littoral libanais où sont concentrées la plupart des activités urbaines et industrielles du pays. Ainsi, la bande située entre Jounieh au nord de Beyrouth et Khaldé au sud a été choisie comme terrain d'étude des eaux usées pendant trois ans entre 2011 et 2013. Par comparaison avec des pays industriels dits développés, le contexte de la gestion des eaux peut être amélioré car le Liban souffre d'un manque récurrent d'infrastructure à plusieurs niveaux du cycle de l'eau en milieu urbain. Aussi, il apparait nécessaire dans une première approche de réaliser une typologie de la qualité des rejets urbains aux échelles spatiale et temporelle. Parallèlement, établir une comparaison de la situation libanaise avec celle de l'agglomération parisienne, plus mature dans le domaine particulier de la gestion des eaux usées, permettra de fournir des éléments objectifs pour mettre en place un plan d'aménagement et de développement de dispositifs adéquats de traitement des eaux usées. Ainsi la qualité des rejets atteindra les normes de qualité exigées pour la protection des milieux aquatiques.

Des études réalisées par le CDR, restées confidentielles jusqu'au moment de la rédaction de ce mémoire, recommandent la biofiltration comme traitement secondaire pour les eaux usées urbaines. Cependant, les stations actuellement présentes sur le littoral libanais utilisent des réacteurs à «boues activées». Pour fournir des éléments sur l'efficacité de la biofiltration, le choix a été fait de suivre le rendement épuratoire de la STEP Seine-Centre (Colombes, 92). Cette station utilise en traitement secondaire la biofiltration. Ce suivi a été réalisé en collaboration avec le SIAAP, gestionnaire de l'installation. Toutefois la première étape de notre travail à consister à obtenir des informations robustes sur la qualité des eaux usées au Liban afin de construire une des premières bases de données de ce type. Sur la base de nos résultats, il sera possible d'estimer la qualité des rejets libanais si la biofiltration était mise en œuvre et l'efficacité épuratoire de Seine-Centre atteinte sur les ouvrages libanais à venir.

Ce chapitre présente donc les sites libanais qui ont été étudiés, la STEP de Seine-Centre ainsi que les campagnes d'échantillonnages qui ont été réalisées. Les différents protocoles utilisés pour caractériser l'ensemble de nos échantillons sont ensuite décrits.

II.2 Choix des sites expérimentaux au Liban

Le Liban génère environ 330 Mm^3 d'eaux usées par an (MOE/UNDP/ECODIT, 2011) qui sont conduites jusqu'à différents points de collectes situés au sein des villes côtières (Beyrouth, Tripoli, Keserouane, Jounieh, Saida). Ces eaux usées collectées sont ensuite rejetées dans la mer par 53 points de rejets le long du littoral libanais. Elles sont la principale cause de la pollution du milieu récepteur particulièrement la Mer Méditerranée (CDR, 2001). La forte pression anthropique et l'impact sanitaire sont devenus des menaces considérables pour la qualité et, indirectement, pour la quantité des ressources hydriques au Liban.

La population Libanaise réside principalement sur le littoral. Beyrouth et sa périphérie avec le Mont Liban représentent 60 % de la totalité de la population libanaise. Cette forte densité a provoqué une importante pression anthropique sur le milieu récepteur en raison du rejet d'eaux résiduaires partiellement voire plus généralement non traitées (CDR, 2001). Cependant le rejet direct des eaux usées dans la Mer Méditerranée semble pour l'instant la seule solution d'évacuation en raison du manque d'infrastructures de traitement fonctionnelles.

Pour sélectionner les sites de prélèvement, nous nous sommes appuyés sur les rapports publiés par le CDR et le Ministère de l'énergie et des ressources hydrauliques et électriques en 2010. Les réseaux d'assainissement actuels sont de types unitaires. Notre objectif était de caractériser les eaux usées, aussi il a été décidé de réaliser les campagnes uniquement par temps sec pour s'affranchir des perturbations générées par le ruissellement de temps de pluie (et la fonte des neiges) sur la qualité des eaux usées dans les collecteurs. La station de pompage de Jounieh (dite « Golden Star ») reçoit les eaux usées de 150 000 habitants, ces eaux usées sont pompées à Tabarja et évacuées vers la Mer Méditerranée ; cette station a donc été étudiée. Le collecteur d'Antelias collecte les eaux usées de 55 000 habitants, il est situé sur le bassin versant du Mont Liban et il se jette directement dans la Mer Méditerranée ; il a constitué le deuxième site d'étude. Une autre partie des réseaux d'assainissement du Mont Liban est reliée au Fleuve Beyrouth (milieu récepteur) qui se déverse dans la Mer Méditerranée ; ce fleuve a été notre troisième site d'investigation. Une grande partie (70 %) du bassin versant de Beyrouth et du Mont Liban est connectée à la station de prétraitement d'Al Ghadir à Khaldé qui recueille les eaux usées de 800 000 habitants ; ce site a également été suivi. Ces quatre sites représentent les exutoires les plus importants le long du littoral Libanais allant de Tabarja (Jounieh) à Khaldé (Figure 41)

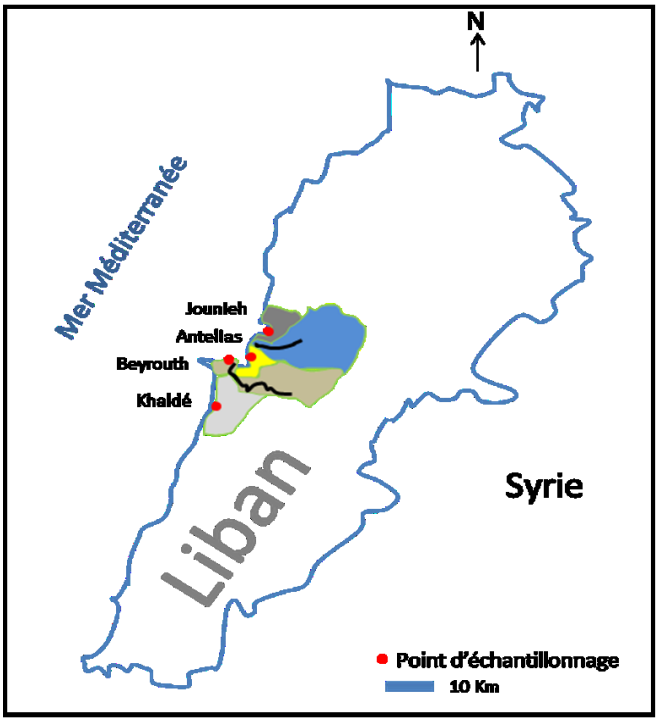


Figure 41 Sites d'échantillonnages étudiés au Liban

II.2.1 Site de Jounieh (Golden Star)

Situé à 20 km au nord de Beyrouth, le bassin versant de Jounieh compte parmi les régions les plus denses du Liban, la population est environ de 150 000 habitants. La Figure 42 présente le bassin versant de Jounieh avec les différents villages qui alimentent la station de pompage en eaux usées par gravité (notons que le village d'Al Ghadir est un homonyme du site de prélèvement à Khaldé). Il regroupe des bâtiments résidentiels touristiques, des zones industrielles (intégrant la production de détergents, peintures, textiles, PVC, des industries agroalimentaires, pharmaceutiques, de la métallurgie légère, des papeteries, imprimeries, menuiseries, une centrale électrique…), des bâtiments publics (universités, hôpitaux…) et des zones agricoles (serres). 90 % de la population est raccordée à un réseau d'assainissement de type unitaire avec un débit moyen journalier de 15 000 m^3/jour. Les eaux usées de la station de pompage de Jounieh sont collectées par gravité et

transférées par pompage vers un émissaire de 400 m de longueur à Tabarja. Ce dernier a été détruit durant la guerre civile au Liban, ce qui impose désormais un rejet direct des eaux usées au niveau de la plage où les gens se baignent (source : municipalité de Jounieh, ingénieur Elie Salameh, 2011).

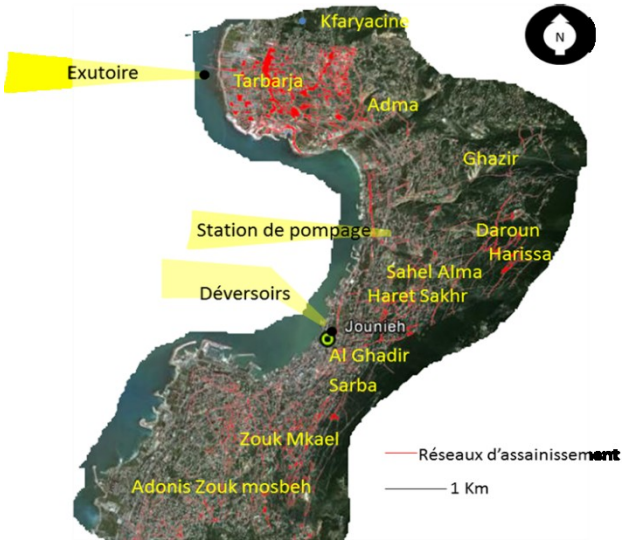


Figure 42. Bassin versant de Jounieh (réseau d'assainissement en rouge)

II.2.2 Site d'Antelias

La ville d'Antelias est située à 11 km au nord de Beyrouth, son réseau d'assainissement draine les eaux usées de 55 000 habitants provenant de Bsalim, Mezher, Fouar, Raboue, Naqquach, Nabay et Antelias. L'occupation des sols est proche de celle du site de Jounieh avec des zones industrielles (intégrant la production de textiles, PVC, des industries agroalimentaires, pharmaceutiques, des papeteries, imprimeries, menuiseries, une centrale électrique), des bâtiments publics (universités, hôpitaux…) et des zones agricoles (serres). 82 % de la population est raccordée à un réseau d'assainissement de type unitaire avec un débit moyen journalier de 6 000 m^3/jour. Trois émissaires se jettent directement dans la Mer Méditerranée sans traitement des eaux usées. Nous avons étudié l'émissaire ayant le débit le plus élevé (Figure 43). Il est situé juste à côté du fleuve d'Antelias, ce dernier est utilisé pour la collecte d'eaux usées de certains restaurants et immeubles localisés au bord du fleuve. D'après le rapport du ministère de l'environnement (MOE/UNDP/ECODIT) en 2011 sur la qualité des eaux, le fleuve d'Antelias est contaminé par ces eaux usées comme le montrent les concentrations en DBO_5 et coliformes totaux (Tableau 28).

Tableau 28 Contamination du fleuve d'Antelias par les eaux usées (MOE.UNDP/ECODIT, 2011)

Fleuve	DBO_5 $mg0_2/L$	NO_3 mg/L	TDS mg/L	SO_4^{2-} mg/L	Coliformes totaux ufc/100 mL	*E. Coli* ufc/100 mL
El Kabir	14,4	3	270	20	900	20
El Bared	28,2	2,8	225	28	610	17
Abou Ali	39,3	3,4	280	22	26 500	3 000
Ibrahim	62,8	1	150	8	3 500	200
Antelias	53,2	3	300	30	28 000	6 000
Damour	21,3	3	200	38	490	15
Awali	33,4	7	210	22	710	1
Qasmieh	22,5	5,5	250	21	80	0

TDS : total dissolved solids

Figure 43 Émissaire d'Antelias

II.2.3 Site Fleuve Beyrouth

Le fleuve Beyrouth est situé au nord de la capitale. Sa longueur totale est de 20 km. La superficie de son bassin versant est de 217,5 km^2. Le fleuve change de direction vers le nord dans ses derniers 5 km à travers une plaine côtière densément urbanisée au Nord-Est de la ville de Beyrouth pour se jeter enfin au Nord du port de Beyrouth dans la Mer Méditerranée (MOE/UNDP/ECODIT, 2011). La Figure 45 présente le point de prélèvement (milieu du fleuve) à l'exutoire du fleuve Beyrouth.

Les rejets industriels sont surtout localisés dans la zone en bordure du fleuve Beyrouth dans la région de Jiser el Bacha, ils intègrent la production de peinture, de solvants organiques, de papiers, de plastiques et de détergents. Le fleuve reçoit des rejets directs d'eaux usées mixtes, industrielles et domestiques (Figure 44), via des déversoirs tout le long du fleuve mais surtout dans la partie aval urbanisée. Les eaux d'infiltration et de ruissellement des zones rurales apportent également des nitrates, des pesticides et des ETM (Frem, 2009; El-Fadel and Jamali, 2000a).

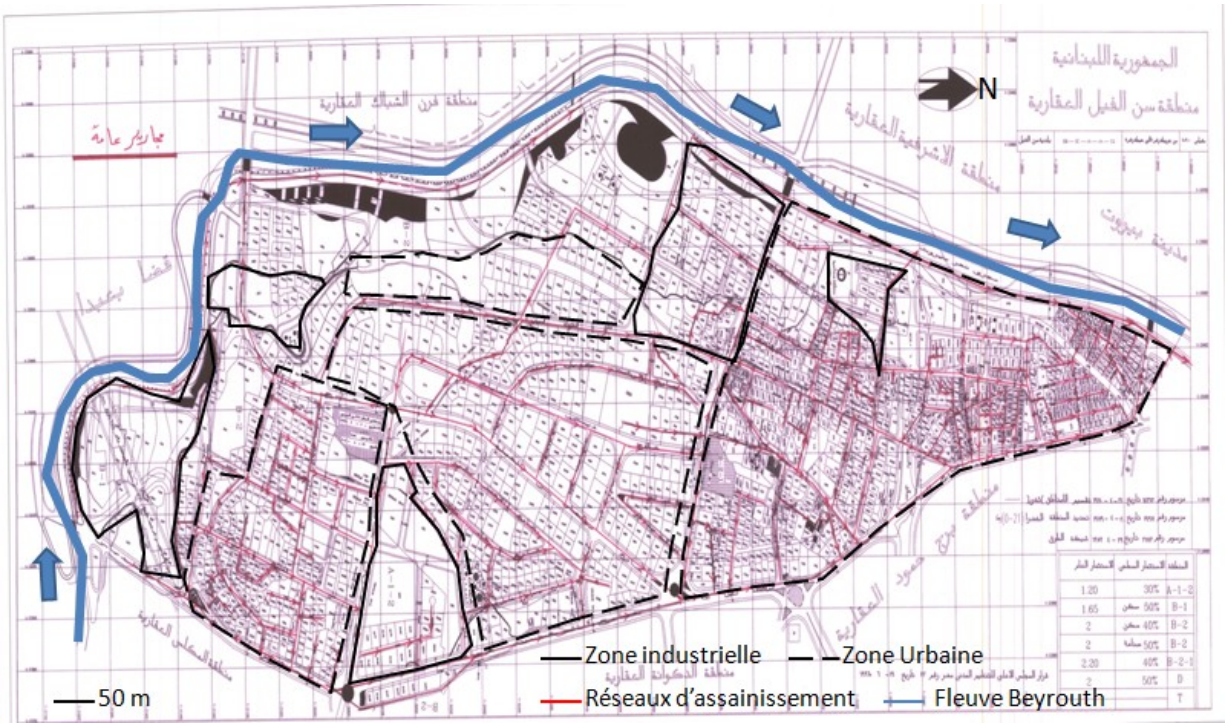


Figure 44 Réseaux d'assainissement du bassin versant du fleuve Beyrouth

Figure 45. Point de prélèvement à l'exutoire du fleuve Beyrouth

II.2.4 Site de la station de prétraitement d'Al Ghadir

Elle est située à 3 km au sud de Beyrouth, les eaux usées proviennent des banlieues de Beyrouth Sud : l'hôtel Carlton, Ouzai, Burj el Barajneh, Kfarchima, Souk el Gharb, Ainab, Aley, Aramoun, Damour, El Naameh, Khaldé et enfin de Ghadir (Figure 46). Elle fonctionne à 50 % de sa capacité, à savoir 800 000 habitants avec un débit de 115 L/j/hab. Les eaux usées domestiques et celles de petites industries situées le long de la rivière Ghadir sont acheminées vers la station (Deghaili, 2006). Par ailleurs, cette station reçoit des eaux usées d'origines très hétérogènes provenant également des vidanges de camions, à raison d'une centaine de citernes par jour pour un débit moyen journalier de 2000 m^3/j. Le contenu de ces citernes provient en majorité de la décharge de Naameh (site d'enfouissement, situé à 15 km au Sud de Beyrouth qui reçoit 1803 t/j de déchets solides) et des vidanges de fosses septiques. Les eaux usées proviennent essentiellement de maisons particulières mais elles ont également une origine industrielle : effluents d'abattoirs, d'usines de papiers et de bois, de produits chimiques, présentes sur le bassin versant.

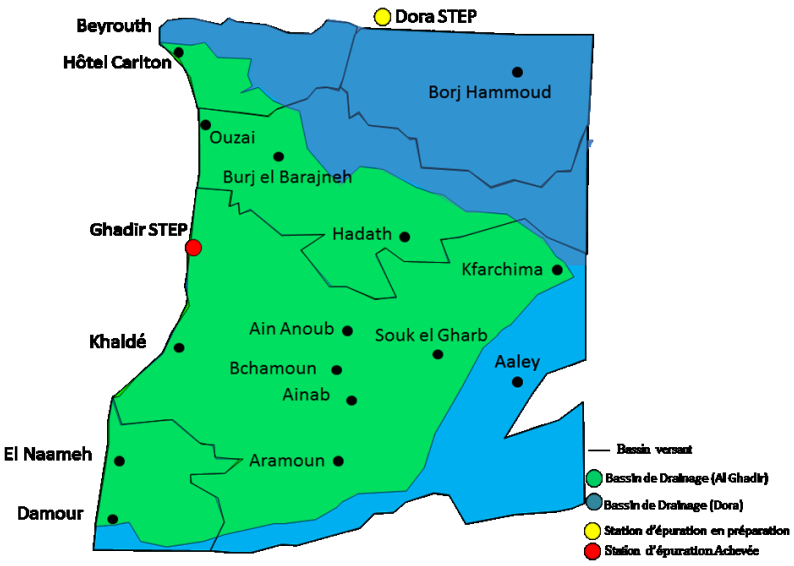


Figure 46 Bassin versant urbain raccordé à la station d'Al Ghadir

II.3 Stratégie de prélèvement

Plusieurs textes législatifs sont applicables sur les méthodes de prélèvement d'échantillon aqueux pour lesquels le plus grand soin doit être apporté. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans altération de ses caractéristiques physico-chimiques et biologiques. Un prélèvement correct des échantillons est une première étape incontournable pour obtenir des résultats représentatifs des phénomènes que l'on souhaite caractériser. De plus, il est nécessaire de maîtriser le devenir de l'échantillon entre le prélèvement et son arrivée au laboratoire. Dans le cadre de ce travail, deux modalités de prélèvement ont été utilisées : ponctuelle et en continu.

II.3.1 Le prélèvement ponctuel

La première modalité de prélèvement est l'échantillonnage ponctuel. Il consiste à collecter des échantillons régulièrement pendant une période de quelques heures (à raison d'un échantillon par heure). C'est un prélèvement systématique, il est effectué à l'aide d'un récipient adapté fixé à une corde : en plastique pour l'analyse des éléments traces métalliques et en verre pour les paramètres globaux. Ce type de prélèvement a été effectué car il n'existe pas de sites sécurisés au Liban pour installer des préleveurs automatiques. Il permettra de créer une première base de données durant les différentes heures de la journée de la qualité des rejets et de caractériser le niveau de pollution dans chaque site, cette stratégie a été appliquée aux sites de la bande du littoral entre Jounieh et Khaldé (du nord au sud de Beyrouth). Plusieurs campagnes de prélèvement ponctuel ont été effectuées sur les quatre sites précédemment évoqués.

Pour tous les sites, pour un même jour dans la semaine, à savoir le jeudi comme jour de travail de la semaine, typique des activités du grand Beyrouth, de 8h30 min à 15h30, 8 échantillons ont été prélevés. Le jeudi a été retenu en raison des spécificités de Beyrouth. Les mesures du pH, de la conductivité et de la turbidité ont été effectuées *in situ*. Ensuite, chaque échantillon a été subdivisé en deux sous-échantillons : un a été conservé à l'état brut (sans filtration) à 4°C, pour l'analyse des paramètres globaux (non acidifié) et pour l'analyse des ETM (après acidification par HNO_3 (Merck 65 %)), le second a été filtré à 0,45 µm (sur membrane d'acétate de cellulose Millipore) pour l'analyse de la fraction dissoute, le filtrat a été acidifié par HNO_3.

Une campagne a été conduite sur tous les sites durant un même jour (le 22 septembre 2011) afin de définir le niveau de contamination initiale pour adapter les campagnes suivantes en termes de dilution. Ensuite, dix campagnes à des dates différentes de 8 échantillons chacune : trois campagnes

sur les sites de Ghadir et Jounieh, et deux campagnes pour les sites d'Antelias et du fleuve Beyrouth ont été effectuées entre septembre 2011 et mars 2012 (Tableau 29).

Tableau 29. Dates d'échantillonnage des prélèvements ponctuels.

	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
1 échantillon	22-09-2011	22-09-2011	22-09-2011	22-09-2011
8 échantillons	29-09-2011	13-10-2011	10-11-2011	24-11-2011
8 échantillons	06-10-2011	20-10-2011	15-03-2012	22-03-2012
8 échantillons	23-02-2011	08-03-2012		

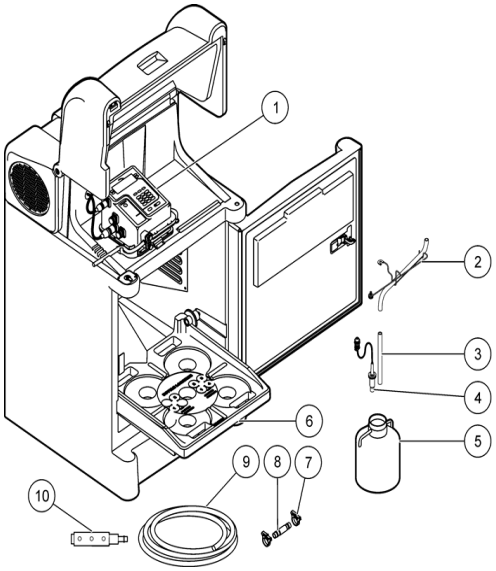
II.3.2 Le prélèvement en continu

La deuxième modalité de prélèvement a consisté à collecter des échantillons avec un préleveur automatique. Ce type de prélèvement nécessite du matériel spécifique permettant de constituer un échantillon pondéré en fonction du débit ou du volume écoulé. Dans notre cas, le prélèvement est asservi au pas de temps (MAXX SP 4B Gmbh, fabriqué en Allemagne). Le préleveur automatique a été programmé de façon à collecter toutes les 15 minutes 375 mL pendant deux heures consécutives avant de passer à l'échantillon suivant. Ainsi, un échantillon de 3 L (375 mL x 8) est obtenu toutes les 2 heures. En 24 heures, douze échantillons ont été prélevés. Les 12 échantillons sont stockés à 4°C dans des bouteilles de 3 L en polyéthylène. Ainsi, selon le programme utilisé dans le préleveur, on pourra obtenir un échantillon homogène représentatif d'un intervalle de temps donné. Sur ces échantillons, Ce type de prélèvement a été retenu pour les sites de Ghadir (au sud de Beyrouth) et de Jounieh (au Nord). L'accessibilité à ces deux sites, leur caractère représentatif d'effluents urbains domestiques et industriels, la facilité d'installation du préleveur ont orienté ce choix. Sept campagnes de prélèvement ont été effectuées : chaque jour de la semaine sur chaque site. Les prélèvements ont été effectués entre mai et décembre 2012 (Tableau 30).

Tableau 30. Date de prélèvement des échantillonnages par prélèvement automatique.

	Lundi	Mardi	Mercredi	Jeudi	Vendredi	Samedi	Dimanche
Al Ghadir	11-06-2012	04-12-2012	31-05-2012	08-11-2012	16-11-2012	24-11-2012	25-11-2012
Jounieh	08-10-2012	02-10-2012	09-05-2012	20-09-2012	28-09-2012	03-11-2012	21-10-2012

La Figure 47 présente le préleveur utilisé. Il prélève les échantillons à l'aide d'une pompe péristaltique avec une efficacité de pompage de 13 m de hauteur maximale. Il est constitué de polyéthylène avec une isolation de 50 mm, il contient un contrôleur thermostatique autonome et un système de refroidissement. Dans notre étude, la température de stockage des échantillons a été fixée à 4°C.



1 Contrôleur
2 Support de tuyau
3 Rallonge du tuyau
4 Vanne de conteneur plein
5 Flacon en polypropylène
6 Plaque amovible
7 Vis de serrage (x 2)
8 Raccord de tuyau
9 Tuyauterie d'admission, en vinyle ou doublée en Teflon
10 Crépine

Figure 47 Préleveur automatique MAXX pour les prélèvements moyens 24-heures

II.4 Présentation des sites en France

Après la caractérisation des effluents urbains à l'échelle de l'agglomération de Beyrouth, nous nous sommes tournés vers l'agglomération parisienne pour comparer les deux situations en termes de qualité des effluents (paramètres globaux et ETM). Cette comparaison nous a paru judicieuse en raison de la présence de deux situations contrastées : quasi absence systématique de traitement à Beyrouth et présence de traitement « nouvelle génération » avec la biofiltration à Paris. On pourra profiter de cette comparaison pour tirer des conclusions significatives quant à la traitabilité des effluents libanais en termes d'abattement de la charge polluante et des dispositifs de traitement les plus efficaces à déployer au Liban.

Ainsi, le choix des sites de prélèvement dans l'agglomération parisienne a intégré la collecte d'échantillons en entrée et en sortie des principales STEP, au cœur d'une STEP et dans le milieu récepteur. La Figure 48 présente les différents sites sur lesquels nous avons travaillé :

1. les principaux émissaires (canalisation servant à acheminer les eaux usées vers la station d'épuration) du réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne en amont des stations d'épuration de Seine-Aval (Achères, 78), Seine-Amont (Valenton, 94) et Marne-Aval (Noisy le Grand, 77).
2. Une étude de l'abattement des ETM sur la station de Seine-Centre (Colombes).

3. Suivi de l'impact des rejets des stations d'épuration sur la qualité du milieu récepteur (Suresnes, Andrésy et Méricourt).

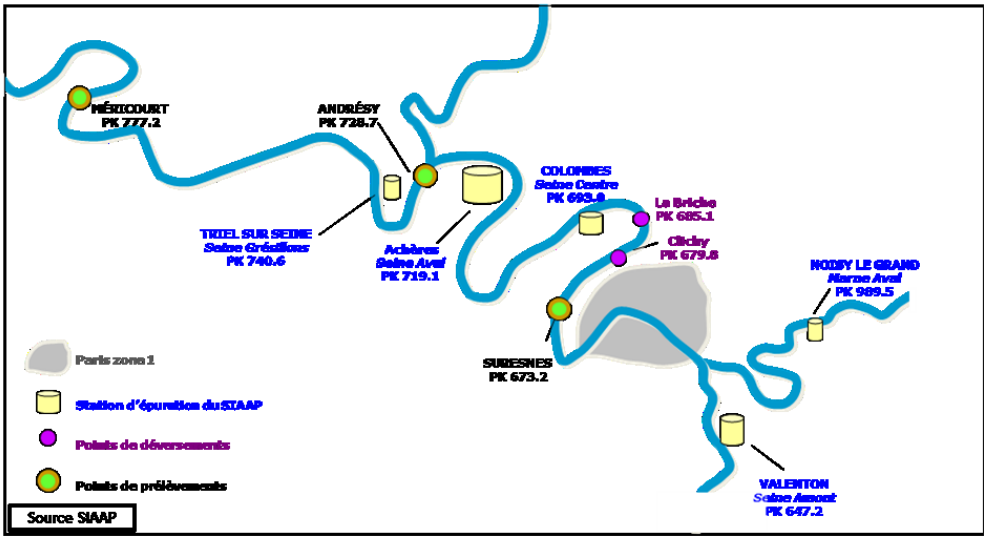


Figure 48 Carte des sites de prélèvement sur la Seine et la Marne

II.4.1 Émissaires Seine-Aval

Les eaux usées de la STEP Seine-Aval, qui représentent une grande partie (70 %) de l'agglomération parisienne (zone de collecte des eaux usées : Paris, Seine-Saint-Denis, Hauts-de-Seine, Yvelines et Val d'Oise, soit l'équivalent de 5 millions d'habitants), sont collectées par 5 émissaires de type unitaire à alimentation gravitaire (Figure 49) : Sèvres-Achères-Rueil (SAR), Clichy-Achères-Argenteuil (CAA), Sèvres-Achères-Nanterre (SAN), Clichy-Achères Bezons (CAB) et Saint-Denis-Argenteuil (SDA), d'une capacité individuelle journalière de 70 000 à 800 000 m^3. Trois émissaires ont été suivis durant ce travail à l'aide d'un préleveur automatique de façon à récupérer 1 échantillon moyen 24-h de 3 L : SAR, CAA et SAN avec des longueurs respectives de 18,8; 1,2 et 17 km et des diamètres qui varient entre 3,75 et 4 m (Tableau 31) (SIAAP, 2013).

Tableau 31. Émissaires alimentant Seine-Aval (SAV) (source SIAAP, 2013)

Emissaire	Diamètre (m)	Longueur (km)
Saint-Denis-Achères (SDA)	3,75	11,8
Clichy-Achères-branche d'Argenteuil (CAA)	4,00	1,2
Clichy-Achères-branche de Bezons (CAB)	4,00	12,2
Sèvres-Achères-branche de Nanterre (SAN)	4,00	17
Sèvres-Achères-branche de Rueil (SAR)	3,75	18,8

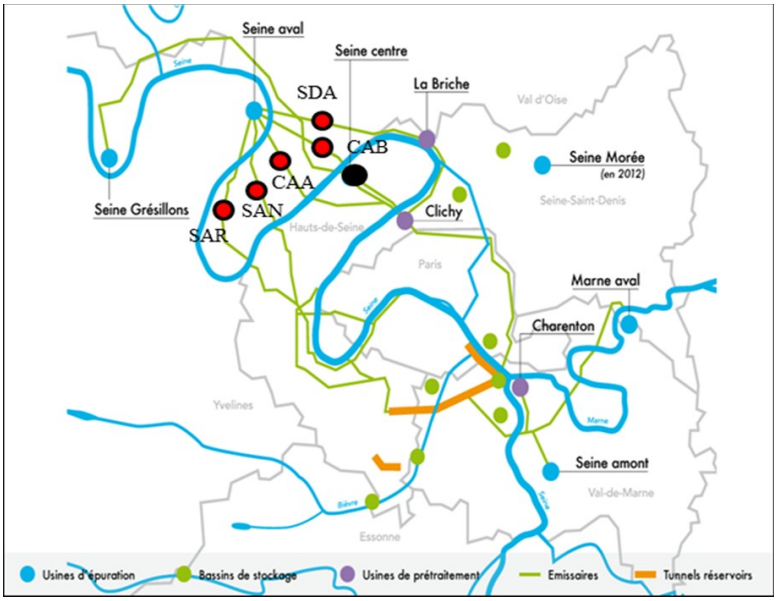


Figure 49 Carte du réseau d'assainissement de l'agglomération parisienne et des usines du SIAAP

II.4.2 Émissaire Seine-Amont

L'usine Seine-Amont est située à Valenton dans le Val-de-Marne (94), sa capacité de traitement est de 600 000 m^3/j extensible, par temps de pluie, à 1 500 000 m^3/j grâce à un procédé de clarifloculation qui accélère le traitement des eaux. Elle traite les eaux de 2 618 000 EH (équivalent habitant) à un débit maximal de 21 m^3/s. L'émissaire de Seine-Amont de type séparatif a été suivi à l'aide d'un préleveur automatique de façon à récupérer 1 échantillon moyen 24-h de 3 L. L'usine Seine-Amont traite les eaux usées du Val-de-Marne, de la vallée aval de l'Yerres, de l'Orge, de l'Ablette, de la Bièvres, ainsi qu'une partie des effluents des Hauts-de-Seine et de la Seine-Saint-Denis. De plus, elle recueille et dépollue les eaux de pluie des différents ouvrages de stockage du Sud-Est parisien (SIAAP, 2013).

II.4.3 Émissaire Marne-Aval

La station de traitement de Marne-Aval à Noisy-le-Grand (93) a une capacité de traitement de 300 000 EH avec un débit de 75 000 m^3/j par temps sec et 100 000 m^3/j par temps de pluie. Le procédé d'épuration des eaux retenu est la biofiltration. La qualité des eaux usées transitant dans le réseau d'assainissement de Marne-Aval a été étudiée en s'appuyant sur la même stratégie que celle suivie pour les autres émissaires. Le réseau est de type séparatif, il reçoit les eaux usées de 16 communes de Seine-Saint-Denis et Seine-et-Marne sur 89 km²: Brou-sur-Chantereine, Champs-sur-Marne, Chelles, Coubron, Courtry, Gagny, Gournay-sur-Marne, Le Pin, Le Raincy, Montfermeil, Neuilly-sur-Marne, Noisy-le-Grand, Neuilly-Plaisance, Rosny-sous-Bois, Vaires-sur-Marne, Villemonble (SIAAP, 2013).

II.4.4 Station d'épuration de Seine-Centre (SEC)

La station d'épuration Seine-Centre, mise en service en avril 1998, a été construite à Colombes dans le département des Hauts-de-Seine sur une surface de 4 hectares. Elle traite quotidiennement environ 240 000 m^3 d'eaux résiduaires urbaines de Paris et sa petite couronne, collectées par un réseau unitaire. Ces eaux sont générées par près de 800 000 EH avec un débit de 2,3 m^3/s en temps sec et 8,5 m^3/s par temps de pluie. Le traitement primaire consiste en une décantation physico-chimique lamellaire (SIAAP, 2007). Les matières en suspension (MES) sont éliminées au moyen d'ajout de polymères anioniques et de chlorure ferrique ($FeCl_3$). Cette décantation physico-chimique permet également l'élimination de la pollution phosphorée par précipitation des phosphates. Ce

traitement physico-chimique est suivi d'une filtration biologique effectuée sur 3 étages de biofiltres. Les deux premiers étages aérés sont respectivement destinés au traitement de la pollution carbonée et au processus de nitrification ($NH_4^+ \rightarrow NO_3^-$). Le dernier étage non aéré est destiné à la dénitrification des eaux usées qui nécessite l'ajout d'une source de carbone exogène (méthanol).

Afin d'étudier l'abattement des ETM lors des différentes étapes du traitement, 3 points de prélèvement ont été choisis pour effectuer des échantillonnages en ligne à l'aide d'un préleveur automatique au niveau du traitement primaire entre P1 (eau prétraitée) et P2 (eau décantée) et du traitement secondaire entre P2 et P3 (eau de rejet) (Figure 50).

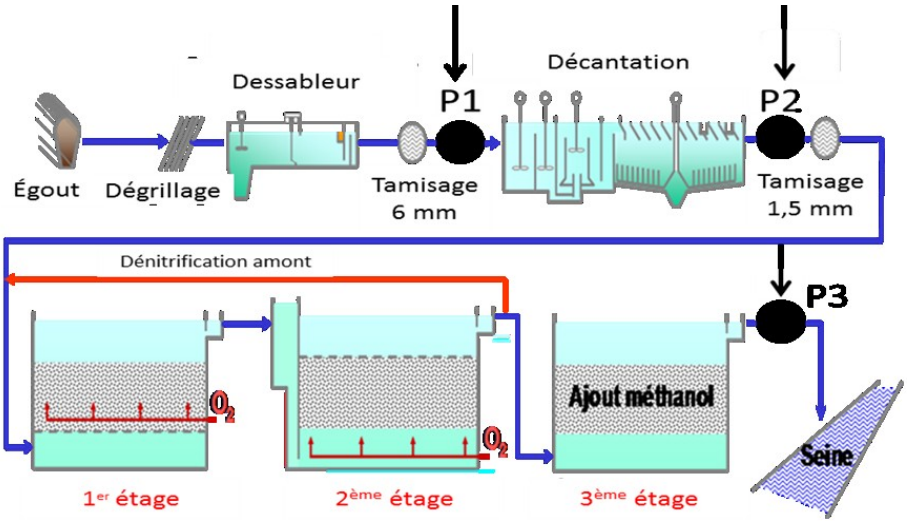


Figure 50 Points d'échantillonnage de la STEP Seine Centre

II.4.5 Impact sur le milieu récepteur

Afin de mettre en évidence l'impact potentiel des rejets urbains sur la qualité du milieu récepteur pour les ETM et la matière organique dissoute (MOD) lors de la traversée de l'agglomération parisienne, trois sites ont été choisis à l'amont de l'agglomération parisienne : Suresnes, Andrésy et Méricourt.

- ***Suresnes*** : ce site se trouve sur la rive gauche de la Seine dans le département des Hauts-de-Seine à 9,86 km de Paris-centre. Ce site se situe à l'amont des principaux rejets de temps sec et de temps de pluie de l'agglomération parisienne (Figure 51).
- ***Andrésy*** : ce site se trouve en aval de la STEP Seine-Aval, à environ 9 km de son point de rejet, ce qui garantit un bon mélange des effluents de la STEP avec l'eau de la Seine (Figure 51).
- ***Méricourt*** : ce site se situe en aval de la Seine à 55,85 km de Paris-centre, il constitue le site le plus aval de notre étude (Figure 51).

Figure 51. Sites de prélèvement pour le suivi du milieu récepteur

Pour ces sites, les prélèvements ont été effectués depuis un pont à l'aide d'un seau fixé par une corde en collaboration avec les équipes techniques du SIAAP. Les échantillons sont divisés en deux groupes: Le premier pour l'analyse des paramètres globaux et la matière organique dissoute, l'eau prélevée est transvasée dans un flacon en verre préalablement traité, par étuvage à 450°C, pour éliminer toutes traces de contamination organique. Le deuxième pour la quantification des ETM, l'eau est transférée dans un flacon en plastique pré-nettoyé avec 5 % d'acide chlorhydrique.

Le Tableau 32 résume le nombre de campagnes, les points de prélèvements et les échantillons associés pour les différents sites en agglomération parisienne.

Tableau 32. Synthèse des campagnes avec leurs points de prélèvements en France.

	Site	Points de prélèvements	Nombre de campagnes	Nombre d'échantillons
France	Milieu récepteur	3	5	15
	Émissaires	5	4	20
	Rejet STEP SAV	2	4	8
	STEP Seine centre	3 (P_1, P_2, P_3)	3	9
Total				52

II.5 Bilan des campagnes de prélèvement

Les travaux d'expérimentation se sont déroulés principalement au Liban et partiellement en France entre septembre 2011 et septembre 2013. 25 campagnes d'échantillonnage ont généré 232 échantillons d'eaux usées collectées sur 4 sites. En France, 52 échantillons ont été collectés en coopération avec le SIAAP (Figure 52).

Plusieurs paramètres ont été mesurés au cours de la thèse pour caractériser les eaux usées et les rejets urbains avant et après traitement quand celui-ci existait (cas de l'agglomération parisienne). Au Liban, comme en France, la DCO (DCO_T, DCO_P, DCO_D – T : Total ; P : Particulaire ; D : Dissous), la DBO_5, la turbidité, le pH, la conductivité, les MES, les MVS, les cations et anions majeurs (phosphate, nitrate, nitrite, sulfate, potassium et sodium), les ETM (Cr, Pb, Zn, Cu, Cd) totaux et leur répartition entre phases dissoute et particulaire ont été suivis. La distribution granulométrique, la charge moyenne des particules en suspension et la variation structurale de la matière organique en suspension (IRTF) étaient des paramètres spécifiques aux sites libanais (technique disponible au Liban).

Le phosphore total (Ptot), le NTK (azote Kjeldahl), le carbone organique dissous et les différentes fractions de la MOD (hydrophobe (HPO), hydrophile (HPI) et transphilique (TPI)), le SUVA (Absorbance UV spécifique), le pourcentage d'aromaticité de la MOD et la répartition de certains métaux entre les fractions dissoutes, inertes et labiles (Zn, Cu, Ni, Co, Ag, Cd, Sb) ont été des

paramètres spécifiques aux sites français. Le fractionnement de la MOD et la mesure du NTK n'étaient pas des techniques disponibles au Liban.

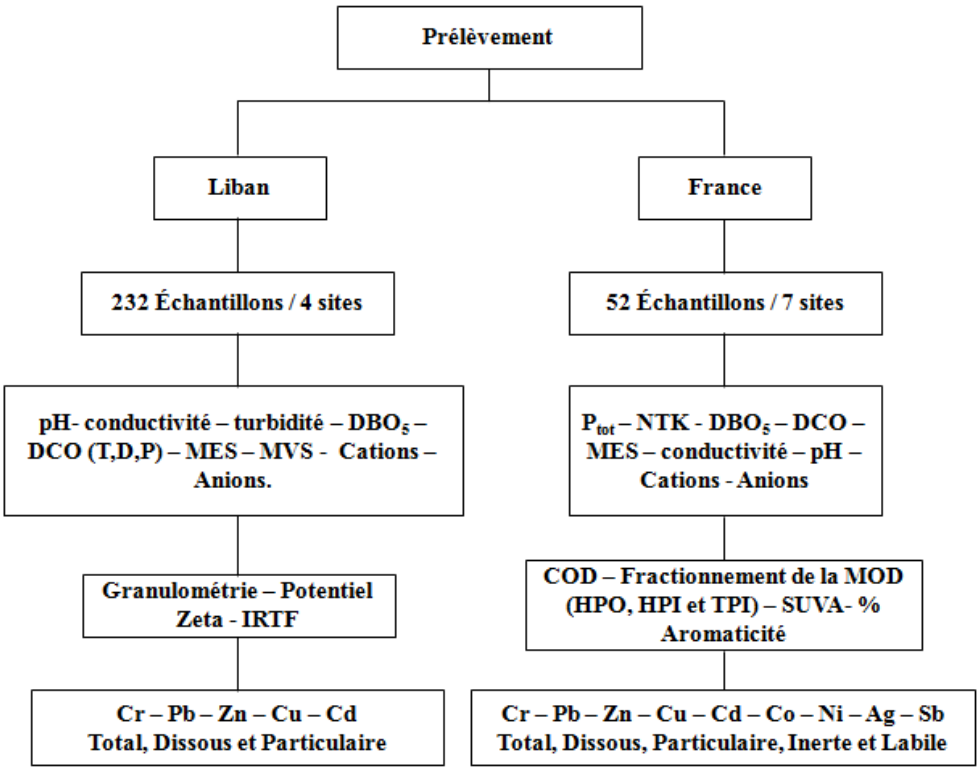


Figure 52. Organigramme récapitulatif des paramètres étudiés à Beyrouth et dans l'agglomération parisienne

II.6 Les méthodes d'analyses

Les protocoles utilisés durant ce travail se sont appuyés sur des procédures tirées ou adaptées des référentiels nationaux libanais (LIBNOR) ou français (AFNOR) voire international (ISO) d'analyses des eaux résiduaires urbaines, industrielles ou provenant d'autres origines. Pour caractériser la qualité des eaux usées, plusieurs paramètres globaux ont été suivis : pH, conductivité, turbidité, MES, MVS, DCO, DBO_5, COD, NTK et P_{tot}. Ces analyses ont été complétées par l'analyse des ETM, des anions (F^-, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}) et des cations (Li^+, K^+, Na^+, NH_4^+) afin d'évaluer l'impact de rejets d'eaux usées traitées ou non sur le milieu récepteur. Le suivi des contaminants dans les phases dissoute et particulaire, ainsi que la fraction labile, est apparu comme un facteur clé pour évaluer la disponibilité des polluants et donc leur toxicité (Meybeck, 1998; Labanowski, 2004; Buffle, 1988). Des méthodes complémentaires ont été mises en œuvre pour compléter la caractérisation des échantillons libanais, notamment sur la phase particulaire :

- diffraction laser pour la distribution granulométrique des MES ;
- potentiel zêta pour déterminer la charge des particules ;
- IR pour mieux appréhender la nature des MVS.

Au Liban, la mise en place des équipements de terrain s'est avérée une tâche fastidieuse (longue distance entre les sites de prélèvement et le laboratoire, pas d'alimentation électrique sur plusieurs sites, absence de sécurité sur les sites, contraintes administratives pour l'accès à la station d'Al Ghadir)

Afin de réduire au maximum les sources d'erreurs, nous avons veillé lors de l'installation et l'utilisation des équipements de terrain (préleveur automatique (MAXX), mallette de pH (Tracer 1756 LaMotte, USA), conductivité (Tracer LaMotte, USA) et turbidité (LaMotte, LTC 3000 we/wi), à respecter les consignes et appliquer les procédures « qualité » recommandées par les fournisseurs.

Classiquement, un étalonnage avant toute utilisation a été effectué pour le pH par des solutions étalons (certifiées) de pH 4, 7 et 10 ; pour la conductivité par une solution de KCl de conductivité 1413 µS/cm pour une température de 25°C ; pour la turbidité par des solutions standards de 0, 10, 100 et 1000 NTU.

II.7 Paramètres globaux

L'analyse des paramètres globaux a été effectuée dans les laboratoires du PRASE pour les échantillons libanais et du SIAAP pour les échantillons français suivant les normes indiquées dans le Tableau 33.

Tableau 33 : Méthodes utilisées dans le laboratoire d'analyse du SIAAP (Gilbert, 2011)

Paramètre	Norme
MES	NF EN 872 (T90-105-1)
DBO_5	NF EN 1899-1 et 2 (T90-103-1 et 2)
DCO	NF T90-101 et ISO 15705 :2002
NH_4^+	Méthode dérivée de NF EN ISO 11732 (T90-80)
NO_2^- et NO_3^-	Méthode dérivée de NF EN ISO 13395 (T90-012)
NTK	NF - EN25663 – 11732
PO_4^{3-}	Méthode dérivée de NF EN 15681-2
Ptot	NF EN ISO 6878
Conductivité	Méthode à la sonde NF EN 27888 (T 90-031)

II.7.1 Demande biochimique en oxygène (DBO)

Le principe consiste a mesuré la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes durant cinq jours d'incubation (étuve réfrigérée de la marque Lovibond) à 20°C. Le volume de la prise d'essai dépendait de la nature de l'échantillon (Tableau 34). 3 à 4 gouttes de KOH (25 %) et quelques gouttes d'inhibiteur de nitrification sont ajoutées à la prise d'essai. Le pH optimal de l'échantillon est entre 6,5 et 7,5. Un ajustement du pH a été réalisé quand cela s'est avéré nécessaire avec une solution d'acide hydrochlorique ou sulfurique (1 M) pour le diminuer et une solution d'hydroxyde de sodium pour l'augmenter. L'échantillon est homogénéisé par agitation, parallèlement un blanc d'eau minérale (Nestlé pure life) avec inoculation de 100 µL d'eau usée a été analysé lors de chaque série. De plus, un contrôle est constitué d'un échantillon d'eau usée choisi au hasard dilué deux fois à condition que l'écart ne dépasse pas 5 % (ex : échantillon brut (Al Ghadir) DBO_5 = 392 mgO_2/L - échantillon dilué deux fois DBO_5 = 189 mgO_2/L, un écart de -3,5 % entre les deux). Ce contrôle est répété à chaque analyse.

Le niveau de DBO d'un échantillon dépend de la quantité de matière organique présente, qui peut considérablement varier (Block et al., 1992). Le système de mesure de la DBO OxiDirect de Lovibond est de ce fait étalonné pour différents volumes d'échantillon et les gammes de mesure correspondantes sont précisées dans le Tableau 34. La gamme de mesure complète du système s'étend de 0 à 4000 mgO_2/L. Pour toutes les gammes de mesure, la DBO est directement exprimée en mgO_2/L.

Tableau 34 Gammes de mesure de la DBO_5 et volumes d'échantillon recommandés par le fabricant.

Gamme DBO (mgO_2/L)	Volume échantillon (mL)
0 – 40	428
0 – 80	360
0 – 200	244
0 – 400	157
0 – 800	94
0 – 2000	56
0 – 4000	21,7

II.7.2 Demande chimique en oxygène (DCO)

Le principe de mesure de la DCO totale ou dissoute, consiste a ajouté 2 mL de l'échantillon dans un tube Lovibond qui contient du dichromate de potassium, de l'acide sulfurique et du sulfate d'argent (qui joue le rôle d'un catalyseur) pour une gamme de mesure entre 0 et 1500 mgO_2/L. La solution est chauffée dans un réacteur à DCO (COD-Reactor ET 125) pendant 2 heures à 120°C. Après refroidissement la DCO a été mesurée à l'aide d'un photomètre à une longueur d'onde de 620 nm (lecteur Lovibond) suivant la norme ISO 15705 : 2002 sur la gamme de mesure 0-1500 mgO_2/L (Figure 53). Ainsi, pour valider ce protocole, nous avons préparé un contrôle à chaque analyse qui contient des solutions d'hydrogénophtalate de potassium (HPK) à différentes concentrations qui correspondent à la gamme de mesure 0-1500 mgO_2/L. Un exemple de résultats : solution (HPK 400 mgO_2/L) : 360 mgO_2/L +2,3 % ; solution (HPK 1200 mgO_2/L) : 950 mgO_2/L +3,9 %.

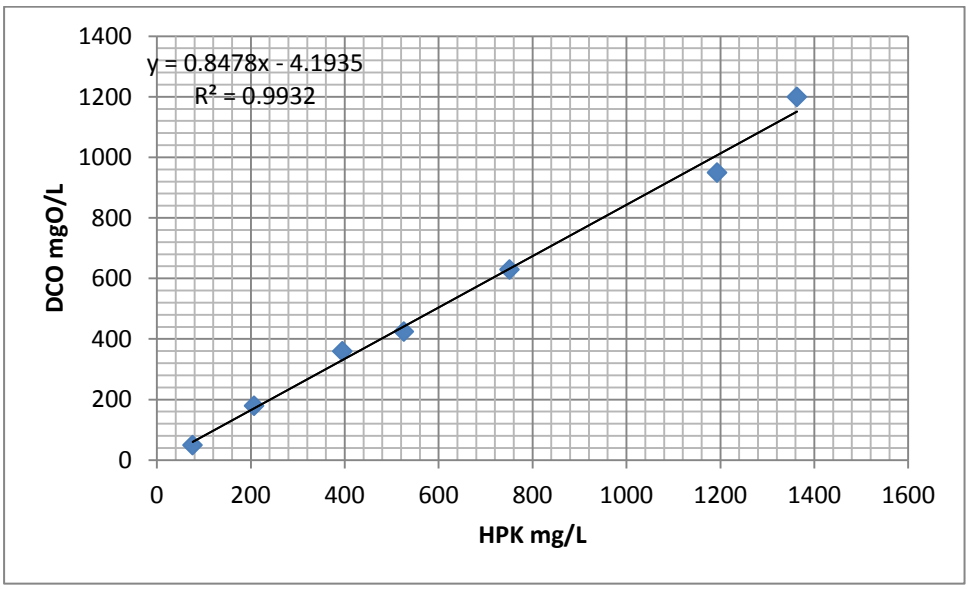


Figure 53. Droite d'étalonnage pour la DCO établie à partir d'une solution d'hydrogénophtalate de potassium (HPK) (exemple d'étalonnage effectué au PRASE)

Nous avons mesuré la DCO totale, dissoute et par une simple soustraction entre les deux premières valeurs obtenu la DCO particulaire ($DCO_P = DCO_T – DCO_D$). Le résultat est exprimé en mgO_2/L.

II.7.3 Biodégradabilité des eaux usées

L'aptitude d'une eau usée à se biodégrader est d'intérêt primordial pour le traitement des eaux résiduaires (Servais et al., 1987 ; Servais et al., 1989). Ainsi, il est possible de calculer la combinaison des 2 paramètres globaux de pollution DCO et DBO5 pour évaluer la biodégradabilité d'un échantillon. Le rapport DCO/DBO_5 est déterminant quant au choix du procédé de traitement à adopter pour les effluents urbains (Sarmiento et al., 2002 ;Gaft et al., 2005). De nombreuses molécules organiques présentes dans les eaux résiduaires ne sont cependant pas biodégradables ou le sont très lentement. Sachant que la DBO mesurée au bout de 5 jours (DBO_5) ne représente qu'une partie de la DBO totale (ou DBO ultime). L'utilisation du rapport DCO/DBO_5 permet donc de se faire une idée réaliste de la biodégradabilité d'un effluent. Dans le cas d'une eau résiduaire urbaine qui contient une majorité de composés organiques biodégradables, la DBO ultime représente environ 80 à 90 % de la DCO et le rapport DCO/DBO_5 est généralement compris entre 1,5 et 2,5. Pour les effluents industriels, qui peuvent contenir une fraction notable de composés non biodégradables, le rapport DCO/DBO_5 est compris entre 3 et 5 (effluent moyennement biodégradable) et pour une valeur supérieure à 5, l'effluent est difficilement biodégradable, voire non biodégradable. Cet indice de biodégradabilité (DCO/DBO_5) s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité des traitements.

II.7.4 Matière en suspension (MES)

Dans notre étude, nous avons utilisé un filtre pré-pesé de nitrocellulose (Millipore) de porosité 0,45 µm pour la filtration de 50 mL d'eaux usées. Le filtrat récupéré sert pour l'analyse du carbone organique dissous (COD). Le filtre est ensuite séché à 105°C pendant 24 h. Les filtres sont conditionnés avant filtration par un lavage à l'eau distillée suivi d'un séchage à 105°C pendant 48 heures, puis pesés après passage au dessiccateur pour que le filtre se retrouve à température ambiante sans accumuler d'humidité. L'eau usée est filtrée et la masse de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée du filtre avant filtration et après séchage. La concentration en MES est exprimée en mg/L. Après estimation des MES, le filtre est ensuite pyrolysé dans un four à 550°C pendant 6 heures afin de quantifier les matières volatiles en suspension (MVS) par différence entre les masses avant et après passage au four du filtre.

II.7.5 Carbone organique dissous (COD)

Afin de mesurer le carbone organique dissous (COD), on prélève un volume de 38 mL d'échantillon filtré à 0.7 µm (filtre GF/F-Whatman), qui est introduit dans un tube en verre, préalablement grillé à 450°C pour éliminer toutes traces d'impuretés organiques. Ensuite, 2mL d'acide orthophosphorique sont ajoutés ; le tube est fermé avec un septum en téflon muni d'un bouchon et conservé à 4°C jusqu'à analyse. La concentration en COD a été mesurée à l'aide d'un appareil Shimadzu TOC-V CSN. La concentration en COD est déterminée par un détecteur infrarouge (Gershey et al., 1979 **;** Escobar & Randall, 2001). Le catalyseur utilisé est un catalyseur standard Shimadzu à base de platine contenu dans une matrice d'alumine. Pour chaque échantillon le résultat donné est la moyenne d'au moins trois mesures dont la différence doit être à inférieure à 5% en termes d'écart-type et de coefficient de variation. L'appareil est étalonné à l'aide d'une solution standard d'hydrogénophtalate de potassium, deux gammes d'étalonnage ont été utilisées en fonction de la concentration en COD des échantillons afin d'optimiser la précision des mesures : une gamme faible préparée à partir d'une solution à 20 mgC/L (entre 0 et 20 mgC/L) (Figure 54) et une gamme forte à partir d'une solution à 100 mgC/L (entre 0 et 100 mgC/L) (Figure 55). La limite de quantification est de 0,3 mgC/L.

Un contrôle à 5 mgC/L est passé pour la gamme faible à chaque série tous les dix échantillons (un exemple de résultats obtenus : 4,99 (-0,3 %) ; 5,07 (+1,4 %) ; 5,11 (+2,2 %) ; 4,91 (-1,7 %)). De même, un contrôle à 40 mgC/L est passé pour la gamme forte à chaque série tous les dix échantillons (un exemple de résultats obtenus : 40,9 (+2,3 %) ; 39,0 (-2,4 %) ; 41,5 (+3,9 %) ; 38,4 (-4 %)). Tous les écarts ont été inférieurs à 5 %

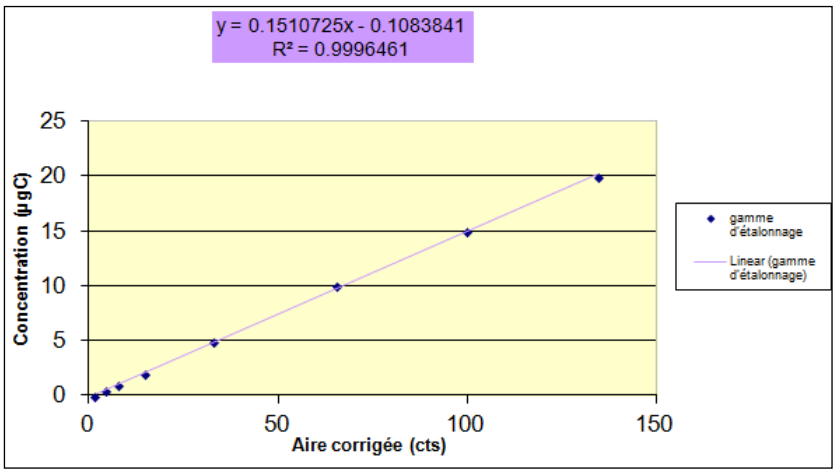


Figure 54. Courbe d'étalonnage du COD pour la gamme faible. (Effectué par SAAD au LEESU en 2013)

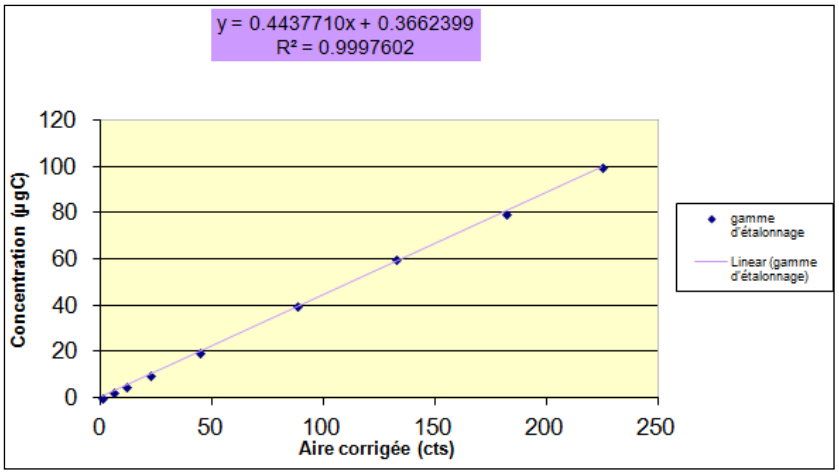


Figure 55. Courbe d'étalonnage du COD pour la gamme forte. (Effectué par SAAD au LEESU en 2013)

II.7.6 Carbone organique particulaire (COP)

Le principe consiste à acidifier à l'aide de HCl (3 %, Merck) et à sécher pendant 24 heures à température ambiante les filtres GF/F ayant servi pour la détermination des MES afin d'éliminer le carbone inorganique. Le COP est dosé, en duplicata, à l'aide de l'appareil rapid CS cube (Elementar Analyser System GmbH). Il est déterminé par mesure infrarouge du CO_2 libéré suite à la combustion du filtre à 960°C. La quantité de CO_2 détectée est proportionnelle à la quantité de carbone organique, qui est alors déterminée par une droite d'étalonnage. Les courbes d'étalonnage comportant deux gammes (basse et haute) sont préparées à partir de dépôts de quantités croissantes de $C_8H_5KO_4$ sur des filtres préalablement grillés. La gamme faible est comprise entre 0 et 2000 µgC/filtre et la gamme forte est comprise entre 2000 et 18000 µgC/filtre (Figure 56). Lors de l'analyse, des blancs (eau Milli-Q + acide chlorhydrique déposés sur un filtre grillé) et deux contrôles, un pour la gamme basse (1000 µgC/filtre) et un pour la gamme haute (6000 µgC/filtre) sont analysés tous les 10 échantillons.

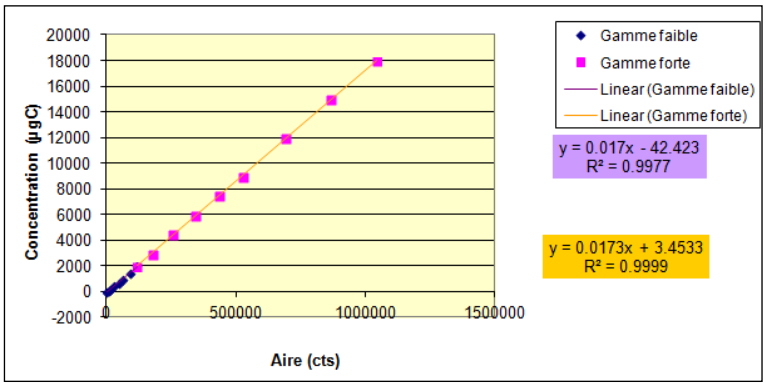


Figure 56. Courbe d'étalonnage du COP pour les gammes faible et forte (en jaune) (Effectué par SAAD au LEESU en 2013)

II.7.7 Potentiel Zeta

Le potentiel Zeta décrit la charge de surface existant à l'interface liquide-solide (Pollack, 1977). Toute particule solide dans l'eau présente une charge de surface négative ou positive. À l'interface, dans le liquide sur quelques dizaines d'Angstrom d'épaisseur, il existe une double couche électrique couche de STERN à proximité de la surface, puis une couche diffuse de GOUY-CHAPMAN dont la charge nette est de signe opposé à celui de la charge primaire. Cet ensemble de charges est à l'origine d'un potentiel de surface (dit potentiel de NERNST) dont la valeur décroît avec la distance à l'interface. Ce phénomène revêt une importance particulière pour les particules colloïdales, en les empêchant de décanter et de s'agglomérer. À l'intérieur de la double couche, il existe un plan de

rupture souvent considéré comme étant localisé entre les deux couches de STERN et de GOUY-CHAPMAN au niveau duquel le potentiel de NERNST prend une valeur particulière, appelée potentiel Zeta (Figure 57). Le potentiel Zeta (ζ) est la valeur du potentiel électrique au plan de cisaillement c'est-à-dire dans le plan qui délimite la couche compacte et la couche diffuse.

Dans notre étude, le potentiel Zeta a été déterminé dans des suspensions d'eaux usées collectées sur les sites de prélèvement à Beyrouth. Le but était de déterminer la charge de surface des particules. Comme les suspensions d'eaux usées représentent un mélange d'agrégats et de particules organiques et inorganiques, on souhaitait par cette mesure du potentiel Zeta pouvoir distinguer les effluents d'origine purement domestique des effluents issus de mélange d'effluents domestiques et industriels. Cette approche a été couplée à la mesure de la distribution granulométrique des particules en suspension.

Le principe consiste à introduire à une température ambiante (25°C) un volume de 50 mL d'eaux usées brutes dilué 10 fois dans de l'eau Milli-Q. L'eau passe dans un champ diélectrique et les particules selon leur charge se déplacent. Globalement, le voltage varie entre 20 et 200 mV, il est réglé par l'opérateur selon la vitesse de déplacement des particules. Le calcul est effectué automatiquement par l'appareil sur la moyenne de la mesure pour 5 particules dont l'écart type est inférieur à 2.

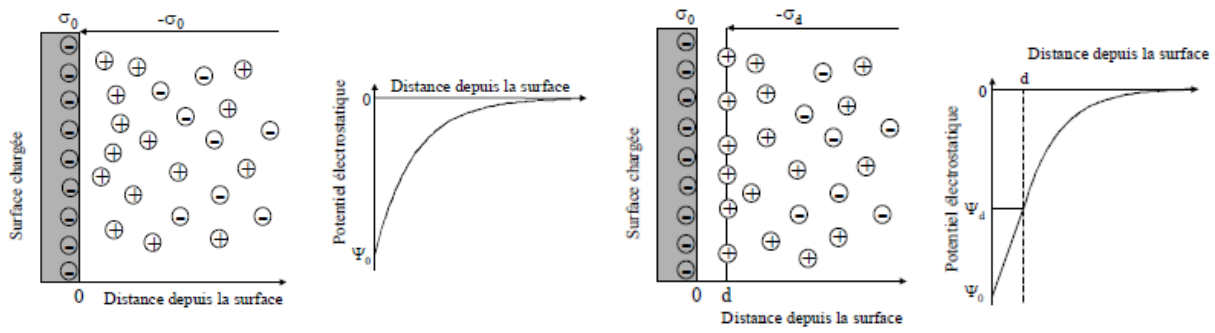


Figure 57 Principe du potentiel ZETA selon GOUY-CHAPMAN (à gauche) et STERN (à droite)

Le potentiel Zeta est calculé à partir de la mesure de la mobilité électrophorétique (m.e.p.) des particules en suspension, notamment colloïdales. La m.e.p. d'une particule correspond à une vitesse de déplacement vers une anode ou une cathode sous l'action d'un champ électrique selon la formule suivante :

$$\zeta = k.\mu.mep/\varepsilon$$

Avec :

ζ : potentiel Zeta (V).

μ : viscosité dynamique (Pa.s).

ε : constante diélectrique du milieu ($C.V^{-1}.m$).

Le signe du potentiel Zeta est, par convention, le même que celui de la charge de surface de la particule.

II.7.8 La distribution granulométrique

Ce paramètre permet de déterminer la distribution en taille des particules en suspension dans un échantillon (Singer, 1988). L'évolution de la distribution est étudiée à l'aide d'un granulomètre Laser Scattering Particle Size Distribution Analyser LA-950V2 (Horiba). Son fonctionnement est présenté de façon schématique (Figure 58). Les particules présentes dans la cellule de mesure sont soumises

à un double faisceau : un laser à 650 nm et un autre LED (Light Emitting Diode) à 405 nm. Les particules diffractent la lumière suivant un angle de diffraction inversement proportionnel à leur diamètre. Les faisceaux transmis et diffractés sont collectés par une lentille et focalisés sur un détecteur situé dans le plan focal de la lentille. Ce détecteur est composé de 64 photodiodes disposées sur des arcs séparant 64 classes de taille. Le granulomètre mesure une gamme de taille comprise entre 0,01 et 3000 µm. Un logiciel dédié assure l'alignement des différents éléments sur l'axe optique avant les mesures et permet la soustraction des bruits de fond des signaux lumineux parasites (Levant et al., 1987 ; Delaune et al., 1990).

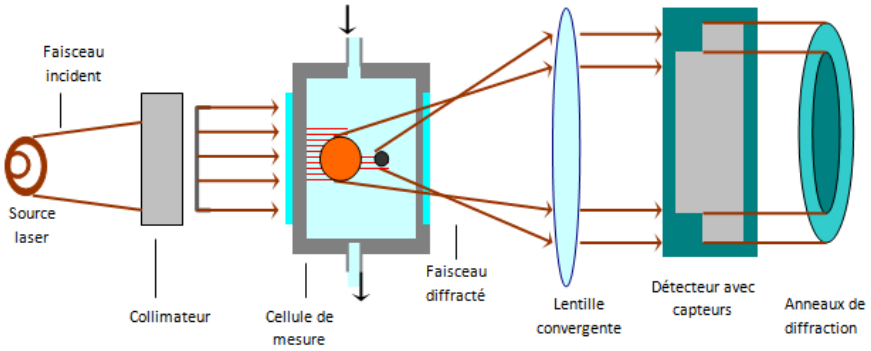


Figure 58 Schéma de fonctionnement du granulomètre Laser

La distribution en taille des particules est calculée à partir de la lumière diffractée et de l'angle de diffraction en se basant sur la théorie de Fraunhoffer. Celle-ci détermine l'énergie diffractée par une particule en l'assimilant à un disque plat et opaque à la lumière (Weiner, 1984). D'après cette théorie, l'énergie diffractée sur une portion annulaire du détecteur par une particule de rayon r s'écrit (Weiner, 1984) :

$$L_{s1,s2} = C \pi r^2 \{[J_0^2(x) + J_1^2(x)]_{s1} - [J_0^2(x) + J_1^2(x)]_{s2}\} \text{ avec } x = 2 \pi r s / \lambda f$$

Avec :

J_0 et J_1 : des fonctions de Bessel d'ordre zéro et d'ordre 1 (J_0= solution de l'équation différentielle qui sont définies en 0 ; J_1= ne sont pas définies en 0 mais qui ont une limite infinie en 0)

S1 et S2 : les rayons de l'anneau délimitant la photodiode considérée.

C : une constante qui dépend de la sensibilité du détecteur et de la puissance de la source laser.

Πr^2 : correspond à la surface projetée de la particule sur le plan de détection.

F : la longueur focale de la lentille et s est le rayon de l'anneau.

Pour une suspension de N particules identiques, l'expression précédente est simplement multipliée par N, et lorsque ces N particules se distribuent en M classes de tailles différentes, la quantité de lumière recueillie par la photodiode est donnée par la relation :

$$L_{s1,s2} = C \pi \Sigma_i N_i r_i^2 \{[J_0^2(x_i) + J_1^2(x_i)]s1 - [J_0^2(x_i) + J_1^2(x_i)]s2\}$$

À chaque photodiode du détecteur correspond une équation de ce type. La répartition en taille des agrégats est obtenue en minimisant par itérations successives la différence aux moindres carrés entre l'énergie lumineuse diffractée par une distribution en taille hypothétique et l'ensemble des 32 $L_{s1,s2}$ mesurés par le détecteur.

Dans notre étude, 2 heures après le prélèvement, les échantillons d'eaux usées ont été analysés afin de déterminer la distribution en taille des particules en suspension. Dans ce but, une aliquote d'eaux usées de 50 mL est homogénéisée avant transfert dans une cuve de 250 mL d'eau distillée de même

pH que l'eau usée suivie. Le volume final de la cuve est de 300 mL. La mesure granulométrique est maintenue sous agitation pendant 30 secondes puis sous agitation et ultrasons pendant 15 secondes. Ainsi, le pourcentage de la distribution granulométrique, la fréquence cumulée et la taille moyenne et médiane sont déduits.

II.7.9 IRTF

La Spectroscopie Infrarouge à Transformée de Fourrier (IRTF) est basée sur l'absorption d'un rayonnement infrarouge par les matériaux analysés afin de déterminer les groupes fonctionnels contenus dans l'échantillon analysé (Peter, 2007). Pour cette mesure, quelques mg de MES ont été séchés à 105°C pendant 24 h. Une prise d'essai de 1mg de MES sèches est mélangée avec 99 mg de KBr. Dans notre étude, l'appareil utilisé est un JASCO 6300. L'IRTF permet d'identifier les groupes fonctionnels les plus abondants dans les MES et leurs variations relatives en fonction du temps de prélèvements entre 8h30 et 15h30 pour le prélèvement ponctuel et 24-h pour le prélèvement en continu. Ainsi, un changement de l'origine de la matière organique qui constitue une bonne partie des MES peut être observé en IRTF (Chamberain et al., 1969).

II.8 Fractionnement de la MOD

La méthode utilisée ici s'appuie sur le fractionnement suivant différents critères de polarité (hydrophile, hydrophobe, transphilique). Notre étude vise à caractériser la MOD dans un milieu aquatique sous forte pression urbaine (agglomération parisienne). Le protocole présenté Figure 59 a été développé par Malcolm et McCarthy (1992) pour fractionner la matière organique dans les eaux par filtration successive sur les résines XAD-8 et XAD-4 (résine macroporeuse non ionique de type divinylbenzène). Il est appliqué sur un échantillon filtré et correspond donc à la matière organique dissoute (MOD). La résine XAD-8 a été remplacée par la nouvelle résine DAX-8 (résine macroporeuse non ionique de type ester), ayant des propriétés de sorption et de désorption plus favorables (Peuravuori et al., 2002 ; Peuravuori et al., 2005 ; Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012).

Le fractionnement est basé sur la polarité de la matière organique (caractère hydrophile et hydrophobe) et sur son caractère acido-basique. L'échantillon est acidifié par HCl (12 M) à pH 2 avant fractionnement. La fraction de MOD adsorbée sur résine DAX-8 est la fraction hydrophobe, dite HPO (Hessen, 1998 ; Murphy, 1995 ; Peuravuori, 2002-2005). Elle correspond aux substances humiques et se divise en 2 entités : les acides humiques (AH) qui précipitent en milieu acide (pH = 1) et les acides fulviques (AF) solubles à pH acide et représentant la fraction majoritaire adsorbées sur les DAX-8 (Leehneer & Croué, 2003 ; Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012).

La fraction de MOD non retenue sur résine DAX-8 et non retenue sur résine XAD-4 est appelée fraction hydrophile (HPI). Quant à la fraction de la MOD non retenue sur résine DAX-8, mais retenue sur résine XAD-4, elle possède un caractère polaire intermédiaire et est qualifiée de fraction transphilique (TPH). Chaque fraction est caractérisée par sa concentration en COD (Peuravuori, 2005 ; Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012).

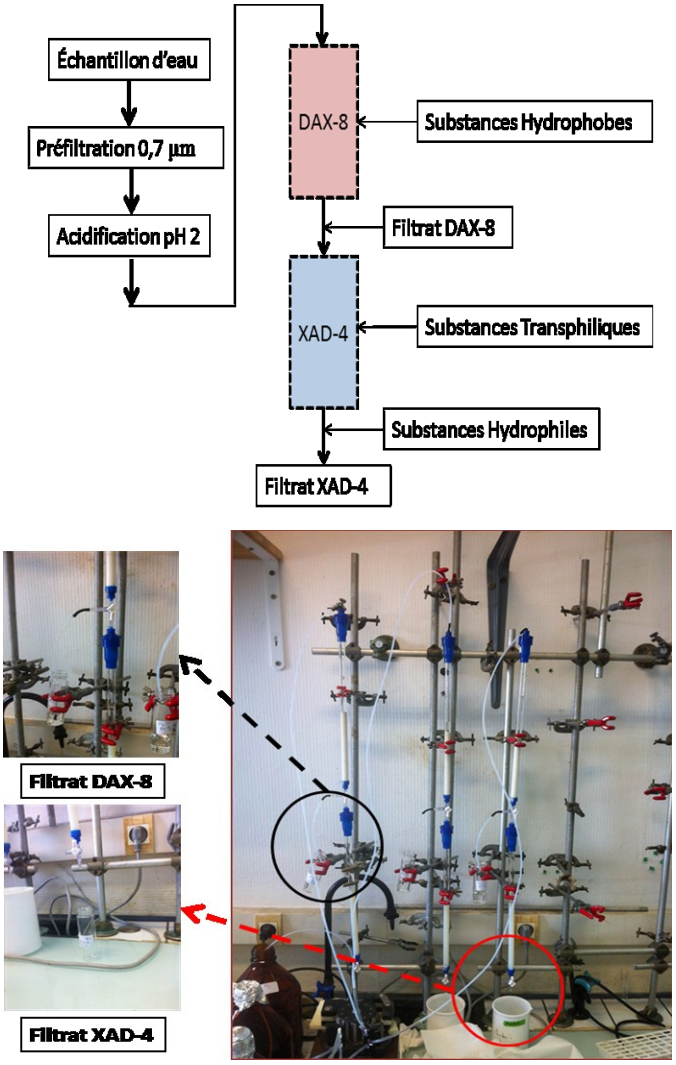


Figure 59 Montage du fractionnement de la MOD

Le calcul des proportions des différentes fractions HPO, TPI et HPI de la MOD s'effectue selon les formules suivantes :

Substances hydrophobes :

$$\mathrm{HPO}(\%) = 100 \times \frac{(\mathrm{COD}_{\mathrm{initial}} - \mathrm{COD}_{\mathrm{filtrat\ DAX-8}})}{\mathrm{COD}_{\mathrm{initial}}}$$

Substances transphiliques :

$$\mathrm{TPH}(\%) = 100 \times \frac{(\mathrm{COD}_{\mathrm{filtrat\ DAX-8}} - \mathrm{COD}_{\mathrm{filtrat\ XAD-4}})}{\mathrm{COD}_{\mathrm{initial}}}$$

Substances hydrophiles :

$$\mathrm{HPI}(\%) = 100 \times \frac{\mathrm{COD}_{\mathrm{filtrat\ XAD-4}}}{\mathrm{COD}_{\mathrm{initial}}}$$

II.8.1 Absorbance UV spécifique (SUVA) et % d'aromaticité

Les molécules organiques présentes dans les eaux usées, et en particulier la MO naturelle (Croué et al., 1999), possèdent des groupements fonctionnels capables d'absorber l'énergie de photons dans une gamme du spectre visible ou du spectre UV via leurs groupements chromophores (Dilling et al., 2002 ; Chaminda et al., 2010). Bien que chaque groupement soit responsable d'une absorption à une longueur d'onde caractéristique, la MO des eaux naturelles absorbe dans l'UV (entre 200 et 400 nm) sans présenter de bande d'absorption particulière (Weishaar, 2003). Ce spectre, peu spécifique,

ne permet pas de quantifier globalement la MO présente, mais de nombreux travaux de recherche (Edzwald, 1993 ; Cheshire, 1992 ; Stevenson, 1994 ; Chin, 1994) ont mis en évidence l'intérêt de la détermination de l'absorbance UV à 254 nm (UV254). Cette longueur d'onde n'autorise pas l'identification d'une classe de chromophore particulière, mais elle permet de caractériser la présence de systèmes conjugués (noyaux aromatiques en particulier), très abondants dans les structures macromoléculaires qui constituent la MOD des eaux naturelles (Leenheer, 2003). Ce caractère aromatique de la MOD est également mis en exergue par l'utilisation du paramètre absorbance UV spécifique (ou SUVA – Specific UV Absorbance), qui est le rapport de l'absorbance UV à 254 nm à la concentration en COD (en mgC/L) de l'échantillon :

$$SUVA = Abs_{254} \times 100 / [COD]$$

Des cuves en quartz de trajet optique 1 cm ont été utilisées avec un balayage de longueur d'onde entre 200 et 700 nm. On mesure tout d'abord l'absorbance de l'eau distillée utilisée comme solvant de référence. Cette mesure constituera le blanc. Puis, on procède à la mesure d'absorbance des différents échantillons. Le spectre d'absorbance obtenu pour le blanc est ensuite soustrait des spectres d'absorbance de chacun des échantillons afin d'obtenir l'absorbance réelle de chaque échantillon. Un autre paramètre issu du suivi du SUVA est le pourcentage d'aromaticité. Il est relié à l'absorbance à 254 nm et est spécifique du caractère humique de l'échantillon (Jansson et al., 1998 ; Brandstetter et al., 1996 ; Chantigny et al., 2003).

$$\% \text{ d'aromaticité} = (6{,}5 \times SUVA) + 3{,}6$$

II.9 Analyse des éléments traces métalliques (ETM)

II.9.1 Préparation du matériel

Pour l'analyse des ETM, une étape de préparation est nécessaire avant prélèvement. Avant chaque campagne, tout le matériel d'échantillonnage est plongé dans un détergent (RBS 50, concentration à 3 %) durant 24 h puis il est rincé à l'eau distillée. Il est ensuite plongé à nouveau 24 h dans une solution HNO_3 5 %, avant un dernier rinçage à l'eau ultra pure. Le matériel est enfin séché sous une hotte à flux laminaire avant conditionnement dans des sacs en plastique hermétiques pour le conserver jusqu'à utilisation en le préservant de tout risque de contamination.

Afin de préparer les différentes solutions standards nécessaires à la quantification des ETM, nous avons utilisé des solvants de grande pureté : acide acétique optima 99 %, NH_3 optima 22 % et HNO_3 suprapur 65 % (Fisher Scientific) et HCl 30 % (Merck). La Figure 60 résume les étapes que nous avons suivies afin de déterminer la concentration des ETM dans les différentes phases ou fractions : totale, dissoute, particulaire, labile et inerte soit en SAA ou ICP-MS selon le besoin.

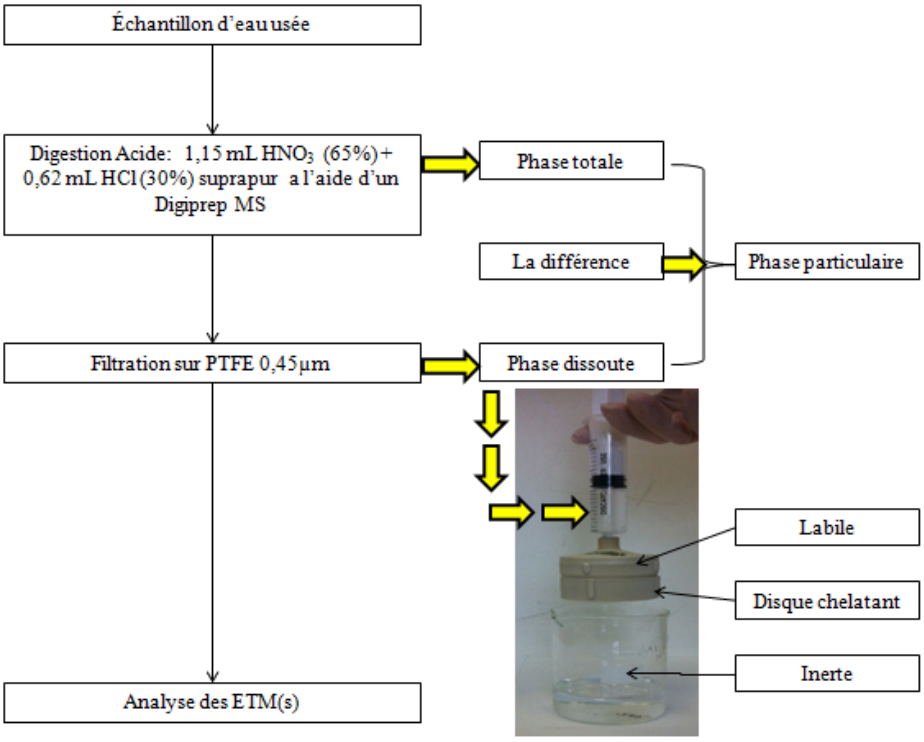


Figure 60 Démarche expérimentale pour analyser les ETM

II.9.2 Protocole de minéralisation et de préparation avant l'analyse

Pour déterminer la concentration en métaux totaux [T], nous avons minéralisé l'échantillon brut (non filtré) avec un système Digiprep. La procédure consiste à chauffer pendant deux heures et demie à 95°C, 50 mL d'échantillon, auxquels sont ajoutés : 1,15 mL de HNO_3 (65 %) et 0,62 mL HCl (30 %). L'échantillon est placé dans un tube de minéralisation en polypropylène haute pureté (résistant aux températures élevées) et compatible avec des analyses ultérieures en ICP. Les tubes sont ensuite placés dans le bloc de digestion et le programme de chauffage est lancé. A l'aide d'une sonde positionnée dans un tube témoin, il est possible de suivre la température. Une fois la minéralisation effectuée, l'échantillon est filtré à l'aide d'un filtre en téflon (PTFE) 0,45 µm. L'analyse des ETM est réalisée sur le filtrat par ICP-MS ou SAA (Kagawa & Lee, 2001 ; Thévenot et al., 2009).

Pour déterminer la concentration de la fraction dissoute [D] (en µg/L), un protocole similaire est appliqué mais préalablement l'échantillon non acidifié est filtré à 0,45 µm (sur membrane en acétate de cellulose, 47 mm de diamètre) pour éliminer les MES. A l'aide d'une seringue, l'échantillon est filtré sur une membrane placée dans un support (Swinnex) en plastique. Les 10 premiers millilitres ne sont pas conservés pour l'analyse, ils servent à rincer la membrane filtrante. Le filtrat est ensuite récupéré dans un tube de 50 mL, le même protocole d'acidification et de minéralisation est appliqué avant analyse par ICP-MS ou SAA (Varrault et al., 2011 ; Varrault et al., 2012)

Les métaux labiles [L] (en µg/L), sont déterminés en utilisant un disque chélatant (Bowles et al., 2006). Le conditionnement du disque est primordial avant son utilisation. Ce protocole est divisé en trois étapes qui consistent premièrement au passage de HNO_3 (3M ,20 mL) afin d'éliminer toutes traces d'impuretés métalliques. Un deuxième passage, cette fois-ci, d'un tampon $CH_3CO_2NH_4$ (pH= 5,3, 100 mL) ; un pH trop acide (< 3) ne permettrait pas de retenir les ETM. La dernière étape consiste à rincer avec de l'eau ultra pure les disques plusieurs fois (50 mL, 2 fois). Après filtration, les métaux retenus par le disque seront les métaux dits libres ou labiles et ceux capables de se fixer au Chelex-100 pendant le contact avec la résine (Varrault et al., 2011). La résine Chelex-100, qui est un

copolymère styrène/ divinylbenzène, contient des groupements fonctionnels de type iminodiacétate (Yamashiro et al., 2007).

Afin d'éviter le colmatage de ce disque, il est nécessaire que l'échantillon soit préalablement filtré à 0,45 µm comme pour la détermination de la fraction dissoute. A l'aide d'une autre seringue, l'échantillon filtré est prélevé puis passé à travers le disque chélatant placé dans un Swinnex. Le filtrat contient les métaux inertes [I] (en µg/L). Cette fois, ce sont les 100 premiers millilitres qui ne sont pas conservés. Le reste est conservé dans un tube de minéralisation en polypropylène haute pureté. Les métaux labiles peuvent être déterminés de deux manières :

- Soit par différence entre [D] et [I], car [D] = [I] + [L] ;
- Soit en éluant les métaux labiles piégés par le disque chélatant par un lavage avec HNO_3 (3 M) puis en analysant l'éluat.

Dans le cadre de ce travail, nous avons utilisé la première méthode par simple soustraction. Enfin, la fraction particulaire des ETM [P] (en µg/L) a été déterminée par différence entre [T] et [D] car [T] = [D] + [P]. Il est également possible de déterminer la teneur en ETM, [P*] (en mg/kg.ms), suivant la formule :

$$[P^*]\ (mg/kg.ms) = \{10^3 \times [P]\ (\mu g/l)\} / [MES]\ (mg/L)$$

II.9.3 Mode d'analyse des éléments traces métalliques

Les ETM totaux et dissous ont été analysés dans les eaux usées. Comme évoqué précédemment, des aliquotes d'eaux usées ont été minéralisées et solubilisées par l'ajout de 1,15 mL de HNO_3 (65%) et 0,62 mL HCl (30 %). Ensuite les échantillons sont conservés à 4°C avant analyse. L'analyse des ETM a été effectuée soit par spectroscopie d'absorption atomique en mode four et/ou en mode flamme, soit par ICP-MS. Les ETM suivis dans les eaux usées ont été : Pb, Zn, Cd, Cu, Co, Ni, Sb, Cr et Ag.

II.9.4 Spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

La quantification des ETM en solution est réalisée par spectroscopie d'absorption atomique en four graphite pour les faibles concentrations (quelques µg/L), comme c'est le cas pour Pb, Cd et Cu, et en émission de flamme pour les concentrations plus élevées, comme pour Zn et Cr (Tableau 35). Une série d'étalon généralement sept est préparée pour chaque élément selon la mode d'analyse. Un blanc et des contrôles tous les 10 échantillons ont été analysés pour chaque élément.

Les analyses ont été systématiquement réalisées en duplicata et une concentration moyenne calculée. Dans certain cas, les ETM étaient difficilement détectables par SAA, car à des niveaux inférieurs aux limites de détection, le recours à l'ICP-MS a permis de pallier ce problème.

Tableau 35. Limites de détection des ETM par la SAA

ETM	Cd	Cu	Pb	Zn	Cr
Mode Flamme (µg/L)	22	20	20	3	3
Mode Four en graphite (ng/L)	65	16	24	23	27

II.9.5 ICP-MS

Dans notre étude, pour conduire les analyses en ICP-MS, une étape préliminaire a consisté à diluer les échantillons 10 fois dans l'eau ultrapure. Cette dilution est effectuée pour les échantillons déjà minéralisés et filtrés. L'ICP-MS couvre une gamme de concentration de quelques ng/L jusqu'à la centaine de ng/L (Tableau 36). Pour certains métaux tels que Cd, Ag, Co et Sb la mesure par ICP-MS s'est avérée nécessaire en raison de leurs niveaux faibles dans les eaux usées (Kafi-Benyahia, 2006). Un blanc et des contrôles tous les 10 échantillons ont été analysés pour chaque élément.

Tableau 36. Limites de détection des ETM en utilisant l'ICP-MS

	Sb	Pb	Cd	Ag	Zn	Cu	Sb	Co	Cr
Limite de détection (ng/L)	2	10	2	9	80	20	6	5	5

II.10 Chromatographie ionique & photométrie de flamme

La chromatographie ionique a permis l'analyse des anions (F^-, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}) et des cations (Li^+, NH_4^+) à des niveaux compris entre le µg/L et le mg/L sur nos échantillons. L'appareil utilisé était un Shimadzu CBM-20A, avec une colonne de type Shim-pack IC-A3 (S). La phase mobile (Shim-pack IC-A3 (S)) pour la séparation des anions est constituée d'un mélange d'acides carboxyliques aromatiques (acide para-hydroxybenzoïque (8 mM), Bis-Tris (3,2 mM) et acide borique (50 mM) (Currie et al., 1984 ;. Caron et al., 1990).

Pour la plupart des échantillons analysés une dilution de 10 à 100 fois (selon l'origine des eaux collectées) dans de l'eau ultra pure (conductivité < 1µS/cm) a été nécessaire après filtration sur une membrane de téflon (PTFE) 0,2-0,45 µm. Lors de l'analyse, la phase mobile est dégazée pour éviter les bulles d'air. Dans notre étude, les anions analysés ont été : F^-, Cl^-, NO_2^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}. Les cations (Na^+ et K^+) sont analysés à l'aide d'un photomètre de flamme (Sherwood, 420) après une dilution de 10 à 100 fois selon la nature des eaux (eau de surface ou eaux usées).

III Chapitre 3 RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

Préambule

Le chapitre « Résultats et discussion » est subdivisé en trois parties :

- Détermination de la qualité des eaux usées rejetées le long du littoral de la ville de Beyrouth (Liban), des eaux usées de cinq des principaux émissaires de l'agglomération parisienne, des eaux du milieu récepteur de la Seine sur trois points de prélèvements et finalement des eaux usées de la STEP de Seine Centre (SEC) à différentes étapes du traitement sur la base des paramètres globaux ;
- Niveau de contamination de ces eaux par les éléments traces métalliques ;
- Fractionnement de la matière organique dans les eaux usées et le milieu récepteur pour la seule agglomération parisienne.

Dans les deux premières parties, les résultats obtenus au Liban et en France seront confrontés.

Rappelons que deux modalités de prélèvement ont été utilisées : le prélèvement ponctuel et le prélèvement en continu afin de caractériser finement les eaux usées évacuées vers le milieu récepteur. Dans le cadre de la première modalité de prélèvement, nous avons choisi un même jour de prélèvement pour tous les sites expérimentaux à Beyrouth. Chaque jeudi comme jour de la semaine de 08h30 jusqu'à 15h30 à raison d'un échantillon par heure. Le choix du jeudi comme jour de prélèvement prend en considération la particularité de la ville de Beyrouth qui subit des déplacements massifs de ses habitants au début des weekends. Ces prélèvements se sont déroulés entre septembre 2011 et mars 2012. L'objectif était d'évaluer la variabilité spatiale et temporelle des paramètres globaux et des éléments traces métalliques dans les eaux usées libanaises. En France, le prélèvement s'est étalé sur 5 mois à différents débits entre février et juin 2013 de façon à récupérer des échantillons sur la Seine en trois points (Andrésy, Suresnes et Méricourt) et le rejet de la STEP Seine Aval.

La deuxième modalité, le prélèvement en continu, est basé sur la récupération de 12 échantillons par jour du lundi au dimanche. Cette modalité a été appliquée sur les deux sites d'Al Ghadir , pour la banlieue sud de Beyrouth, et de Jounieh, pour la banlieue nord de Beyrouth. Cette approche nous a permis de surveiller les eaux usées aux différents exutoires avant leurs rejets vers la mer Méditerranée. En région parisienne, un échantillon moyen 24-h est récupéré pour les cinq émissaires (CAA, SAR, SAN, Marne aval et Seine amont) et les trois points de la STEP SEC (P1, P2, et P3).

Plusieurs traitements statistiques ont été appliqués. Le test statistique non paramétrique de Kruskal-Wallis (KW) a été utilisé au seuil de signification $\alpha = 0,05$ pour estimer si les résultats obtenus dans les différents bassins versants sont de la même population statistique ou non et voir s'il existe une différence significative entre les valeurs des paramètres de chaque bassin versant. La boîte à moustaches a été utilisée afin de visualiser la dispersion des données par le calcul de l'écart interquartile relatif (EIQr = [(Q3-Q1)/médiane] x 100). Le troisième test statistique (ANOVA) avait pour intérêt de comparer les résultats obtenus au sein de même site et sur les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh (comparaison inter- et intra-site). La modélisation des données ANOVA à un facteur suivie de tests de comparaisons multiples selon Duncan au seuil de signification $\alpha = 0,05$ a été utilisée. Le quatrième test statistique non paramétrique de Mann et Whitney (MW) a été utilisé. Ce test avait pour objectif de déterminer si les échantillons sont statistiquement comparables tout en comparant deux échantillons indépendants ($\alpha = 0,05$). L'analyse en composante principale (ACP) a permis de rechercher les corrélations et les anti-corrélations entre les paramètres analysés et les sites de prélèvement.

Finalement, ce chapitre se termine par une discussion du potentiel d'abattement des polluants des eaux usées au Liban si des moyens de traitement identiques à ceux de la STEP Seine Centre étaient mis en œuvre au Liban.

III.1 Paramètres globaux Liban

III.1.1 Suivi ponctuel

III.1.1.1 pH-Conductivité

Le Tableau 37 synthétise les résultats pour le pH et la conductivité obtenus sur les quatre bassins versants libanais entre septembre 2011 et mars 2012. Le pH montre une faible variation temporelle intra-site et inter-site pour Al Ghadir, Jounieh et Antelias. Sur les 8 prélèvements réalisés sur ces trois sites, les valeurs médianes sont respectivement 7,60 ; 7,53 et 7,65. Cependant, le site Fleuve Beyrouth se distingue et présente des pH légèrement plus élevés que pour ces sites, toujours avec une faible variation temporelle intra-site. Pour Jounieh, nos pH sont comparables à ceux de El Khatib et al. (2012) : pH= 7,6± 0,3. Le pH du fleuve Beyrouth s'apparente plus à celui mesuré dans les rejets urbains de temps sec de différents bassins versants de l'agglomération parisienne : Marais 8,57 ; Sébastopol 8,18 ; Quais 8,21 ; Clichy centre 8,27 ; Coteaux aval 8,13 et Clichy aval 8,23 (valeur médiane) (Kafi-Benyahya, 2006). Généralement, les pH obtenus sont proches de ceux de la littérature pour des sites présentant des caractéristiques identiques. Ainsi, des études au Maroc (sur la caractérisation des eaux usées urbaines à l'entrée de cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia-Ouardigha situées à 60 km de la ville de Casablanca, ces eaux usées sont d'origines purement domestiques) et en Inde (dont le but était d'évaluer la performance de deux STEP Mailasandra et Nagasandra par la caractérisation des eaux usées urbaines au niveau des émissaires et du rejet) présentent les mêmes pH que pour les sites libanais. L'étude des cinq stations d'épuration au Maroc (Boutayeb, 2012) montre des valeurs de pH qui varient entre 7,01 et 8,2. Les pH des eaux usées à l'entrée des stations d'épuration de Mailasandra et Nagasandra en Inde (Ravi Kumar, 2010) sont respectivement 7,57±0,1 et 7,3±0,2, comparables aux sites libanais d'Al Ghadir, de Jounieh et d'Antelias (valeurs moyennes respectivement 7,64±0,2 ; 7,56±0,1 et 7,62±0,7). Des valeurs légèrement plus basses sont rapportées par Souiki (2008) pour trois émissaires (Chabat Roba, Messdour, Wadi Z'ommor) de la ville de Biskra en Algérie : 7, 21 ± 0,94 ; 7,01 ± 0,34 ; 6,64 ± 0,54, respectivement. Cette étude caractérise des eaux usées urbains rejetées dans le milieu récepteur sans aucun traitement comme c'est le cas au Liban ; l'origine de ces eaux est mixte (domestique et industriel) (Souiki et al., 2008).

En revanche, les résultats pour la conductivité montrent des différences entre les sites d'Al Ghadir et du fleuve Beyrouth, d'une part, et les sites de Jounieh et Antelias, d'autre part. Bien que constante, la conductivité obtenue à Al Ghadir est 5 à 6 fois plus forte que celles de Jounieh et Antelias. Par contre, la conductivité du fleuve Beyrouth présente une forte variabilité temporelle avec un coefficient de variation (CV) équivalent à 59 % alors que les autres sites, la variabilité de la conductivité est très stable (CV entre 1,4 et 6,8 %). Les valeurs élevées de la conductivité d'Al Ghadir (> 7 mS/cm) sont vraisemblablement dues à une intrusion marine ; la conductivité de l'eau du robinet dans la banlieue sud de Beyrouth est de l'ordre de 7,26 mS/cm à Burj el Barajneh, 7,42 mS/cm à Ouzai, 3,15 mS/cm à Hadath (Université Libanaise – PRASE). Ces valeurs sont similaires aux valeurs obtenues par Kazpard et al. (2008) pour la banlieue sud de Beyrouth. L'origine de la conductivité élevée du Fleuve Beyrouth n'est pas forcément la même que celle du site Al Ghadir. La variabilité temporelle de la conductivité s'expliquerait par des rejets sporadiques et espacés dans le temps d'origine industrielle (présence d'une teinturerie et de l'abattoir central de Beyrouth).

Les valeurs de la conductivité obtenues par Kafi-Benyahia en 2006 (valeurs médianes) sur différents bassins versants de l'agglomération parisienne : Marais 1003 µS/cm; Sébastopol 1265 µS/cm; Quais 1051 µS/cm; Clichy centre 1121 µS/cm; Coteaux aval 1150 µS/cm et Clichy aval 1120 µS/cm) sont comparables aux valeurs de Jounieh et d'Antelias.

Tableau 37. pH et conductivité obtenus durant le prélèvement ponctuel sur les quatre sites de Beyrouth au-Liban

Heure	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
	pH				Conductivité (mS/cm)			
8:30	7.37	7.81	7.74	8.39	7.13	1.45	1.29	1.11
9:30	7.78	7.71	7.69	8.68	7.09	1.35	1.32	2.63
10:30	7.70	7.57	7.66	8.39	7.21	1.36	1.19	8.49
11:30	7.61	7.57	7.66	8.46	7.31	1.31	1.12	6.08
12:30	7.59	7.47	7.57	8.46	7.09	1.37	1.17	5.49
13:30	8.06	7.4	7.56	8.23	7.17	1.32	1.15	7.14
14:30	7.54	7.49	7.51	8.43	7.21	1.31	1.28	2.26
15:30	7.51	7.45	7.64	8.49	7.41	1.26	1.08	1.75
Minimum	7.37	7.40	7.51	8.23	7.09	1.26	1.08	1.11
Maximum	8.06	7.81	7.74	8.68	7.41	1.45	1.32	8.49
Médiane	7.60	7.53	7.65	8.44	7.19	1.34	1.18	4.06
***EIQr %**	2.46	1.87	1.30	0.91	1.65	3.88	12.03	103.74
Moyenne	7.64	7.56	7.62	8.44	7.20	1.34	1.20	4.36
Écart-type (n-1)	0.209	0.141	0.076	0.125	0.111	0.057	0.087	2.77
****CV (%)**	2.6	1.7	0.9	1.4	1.4	4	6.8	59

*Écart interquartile, ** Coefficient de variation

Le site Fleuve de Beyrouth aurait des valeurs de conductivité plutôt comparables à celles rapportées par Souiki (2008) sur les émissaires de Chabat Roba, Messdour et Wadi Z'ommor de la ville de Biskra en Algérie, respectivement, de 4943 ± 947 ; 4692 ± 864 ; 4653 ± 353 µS/cm.

Il existe une forte variabilité temporelle sur le site du Fleuve Beyrouth (4360 ± 2770 µS/cm). L'étude effectuée par Boutayeb (2012) à l'entrée de cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia-Ouardigha au Maroc souligne également une forte variabilité de la conductivité entre 1935 et 4000 µS/cm. Ces valeurs sont supérieures aux valeurs à celles des sites de Jounieh et d'Antelias car l'eau potable provient d'une source montagneuse et donc on n'observe pas d'entrée d'eau de mer sur ces sites. Là encore, ces valeurs élevées de la conductivité résultent d'une intrusion marine et de la salinisation des eaux souterraines; problème récurrent de la majorité des zones côtières des pays méditerranéens dont les eaux souterraines sont surexploitées.

III.1.1.2 MES-MVS

Les concentrations en MES et MVS mesurées dans les effluents de temps sec des quatre bassins versants urbains sont regroupés dans le Tableau 38. Les concentrations médianes pour les MES obtenues à Al Ghadir, Jounieh, Antelias, Fleuve Beyrouth sont respectivement 540, 363, 197 et 216 mg/L et 324, 254, 122 et 130 mg/L pour les MVS. Pour ces sites, les MVS constituent entre 60 et 70 % des MES. Une variabilité spatiale et temporelle a été mise en évidence sur les quatre sites ; elle est plus marquée sur le site d'Antelias. Les variabilités spatiale et temporelle des concentrations sont illustrées sur la Figure 61.

Les concentrations en MES sont plus élevées pour des réseaux à forte pente (érosion des solides déposés dans le réseau) que pour des réseaux à faible pente (cas plus favorable à la sédimentation) (Chebbo, 1992). Les particules en suspension dans les eaux usées urbaines sont en majorité organiques avec des teneurs en MVS de 70 à 80 % (Gromaire-Mertz, 1998).

En Inde, les concentrations en MES obtenues par Ravi Kumar (2010) sur les eaux usées à l'entrée des STEP de Mailasandra et Nagasandra sont respectivement de 99,24 ± 22,3 et 468 ± 152 mg/L. La STEP de Nagasandra parait comparable aux sites d'Al Ghadir et de Jounieh alors que sa concentration en MES est supérieure à celles des sites d'Antelias et du Fleuve Beyrouth. Les MES obtenues par Souiki (2008) pour les trois émissaires de Chabat Roba, Messdour et Wadi Z'ommor de Biskra en Algérie sont respectivement de 1108 ± 110, 1157 ± 112 et 1039 ± 106 mg/L. Ces valeurs sont largement plus élevées que celles de notre étude. Boutayeb (2012) obtient à l'entrée de cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia-Ouardigha au Maroc une concentration moyenne comparable de 417 mg/L à celle du Jounieh.

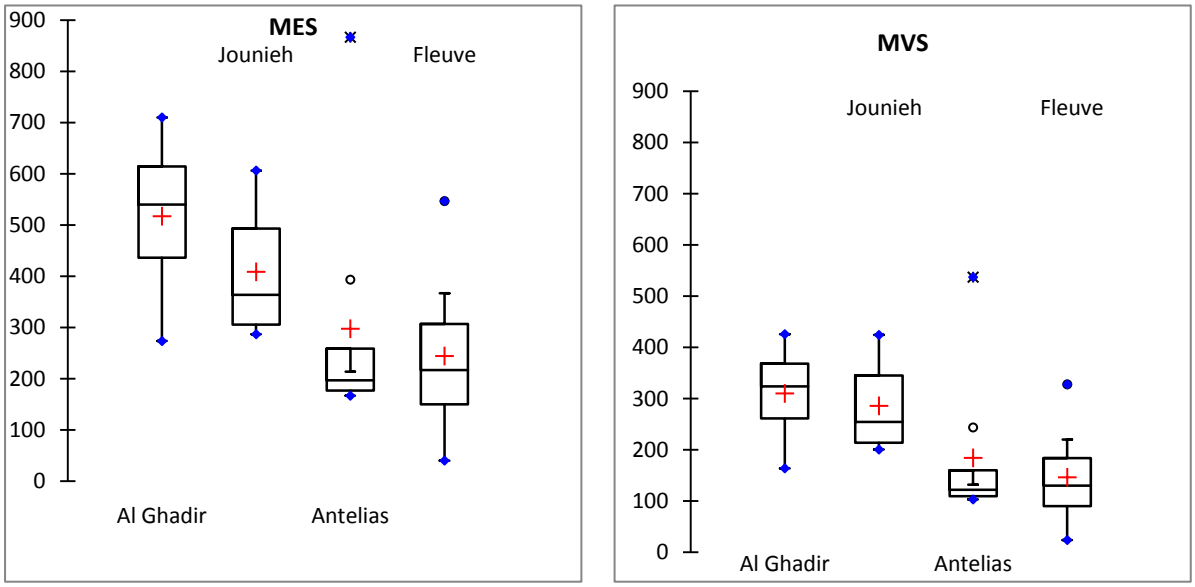


Figure 61. Boites à moustaches pour les MES et MVS sur les quatre sites du Liban.

Les concentrations en MES des sites du Marais, Sébastopol, Quais, Clichy centre, Coteaux aval, Clichy aval sont respectivement de 218 ; 170 ; 188 ; 189 ; 214 et 208 mg/L (Kafi-Benyahia, 2006). Ces valeurs sont très inférieures aux concentrations obtenues au Liban. Ces MES sont également plus organiques, les MVS représentent 80 à 90 % des MES.

Tableau 38. MES et MVS obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel.

Heure	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
	MES (mg/L)				MVS (mg/L)			
8:30	530	466	213	40	318	326	132	24
9:30	550	606	393	367	330	424	244	220
10:30	273	400	867	287	164	280	537	172
11:30	303	306	180	160	182	215	112	96
12:30	710	303	213	233	426	212	132	140
13:30	707	327	167	547	424	229	103	328
14:30	480	287	180	200	288	201	112	120
15:30	583	573	167	120	350	401	103	72
Minimum	273	287	167	40	164	201	103	24
Maximum	710	606	867	547	426	424	537	328
Médiane	540	363	197	217	324	254	122	130

***EIQr %**	33	52	42	72	37	50	43	70
Moyenne	517	409	297	244	310	286	184	146
Écart-type (n-1)	163	127	242	158	98	89	150	95
****CV (%)**	29	29	76	61	28	30	75	64

*Écart interquartile, ** Coefficient de variation

III.1.1.3 Charges et tailles des particules des MES

L'ensemble des résultats de la zêtamètrie (charges) et la granulométrie (tailles) des particules des MES dans les eaux usées sont représentés dans le Tableau 39. Une charge moyenne de -10 à -15mV est une valeur optimale pour déclencher une déstabilisation colloïdale et favoriser une agrégation (Eckenfelder, 1982). Dans ce contexte, la détermination du potentiel zêta est un paramètre clé quant à l'adaptation d'une méthode de déstabilisation colloïdale. Les valeurs médianes de la charge des particules sont respectivement -33 mV à Al Ghadir, -34 mV à Jounieh, -25 mV à Antelias et -29 mV à fleuve Beyrouth. Généralement, la mesure des charges de surface s'est avérée reproductible (chaque valeur obtenue est la moyenne de cinq mesures : par exemple, site Al Ghadir 9h30, les mesures étaient : -37,79 ; -37,82 ; -36,72 ;-36,92 ; -36,54 mV ; la moyenne est équivalente à -37,16 ±0,6). Le site d'Antelias a les effluents dont les MES sont les plus susceptibles de s'agréger naturellement (elles présentent la charge la plus proche de la valeur optimale qui favorise cette agrégation)

Pour la taille moyenne des particules, les valeurs médianes sont 45, 68, 37 et 20 µm respectivement sur les sites d'Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth. Dans l'ensemble, les particules sont très fines. Ainsi, les particules les plus fines sont véhiculées par les eaux du Fleuve Beyrouth, seul site qui véhicule, à la fois, des eaux usées et des eaux de surface. Chebbo et al. (1990) ont rapporté que l'activité urbaine est la source principale des particules < 100 µm dans les réseaux séparatifs ou unitaires.

Tableau 39. Granulométrie et zêtamètrie obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel.

Site	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
Heure	Charge moyenne (mV)				Taille médiane (µm)			
8 :30	-35.28 ±1,77	-26.92 ±1,38	-23.32 ±1,02	-26.87 ±0,74	51.47	58.95	19.90	17.38
9 :30	-37.16 ±0,6	-35.43 ±1,15	-24.25 ±0,42	-30.86 ±1,4	88.58	116.21	29.91	19.90
10 :30	-32.4 ±1,94	-33.03 ±1,47	-25.72 ±1,32	-23.37 ±0,61	39.23	34.26	88.58	13.25
11 :30	-29.71 ±1,85	-33.9 ±1,79	-24.17 ±1,11	-20.53 ±1,45	22.80	77.34	44.94	44.94
12 :30	-26.65 ±1,71	-27.08 ±1,65	-22.75 ±1,43	-33.11 ±1,57	58.95	77.34	39.23	19.90
13 :30	-31.77 ±1,25	-34.84 ±1,02	-26.1 ±1,21	-26.85 ±1,67	67.52	77.34	34.26	67.52
14 :30	-34.86 ±1,69	-38.58 ±0,42	-26.75 ±1,67	-32.32 ±1,77	13.25	58.95	77.34	26.11
15 :30	-33.55 ±1,24	-35.21 ±0,78	-27.9 ±1,39	-39.19 ±1,23	15.17	26.11	26.11	2.98
Minimum	-37.16	-38.58	-27.90	-39.19	13.25	26.11	19.90	2.98
Maximum	-26.65	-26.92	-22.75	-20.53	88.58	116.21	88.58	67.52
Médiane	-32.98	-34.37	-24.99	-28.87	45.35	68.15	36.74	19.90
EIQr %	11.25	10.83	9.23	22.65	88.65	36.04	65.53	72.72

Moyenne	-32.67	-33.12	-25.12	-29.14	44.62	65.81	45.03	26.50
Écart-type (n-1)	3.35	4.11	1.78	5.95	26.90	28.30	24.81	20.43
Cv	0.10	0.12	0.07	0.19	0.56	0.40	0.52	0.72

Des rapports de 4 et 7 fois sont observés entre les valeurs minimales et maximales pour la taille des particules à Al Ghadir, Jounieh et Antelias. On observe un cycle journalier régulier des tailles qui s'expliquerait soit par la variation de la qualité des eaux usées produites à différents moment de la journée, soit par la variation de la capacité de transport (en fonction du débit, de la pente et de la vitesse de sédimentation des particules dans le réseau d'assainissement) de l'effluent au cours de la journée. Un rapport de 23 fois a été observé pour le Fleuve Beyrouth et cela est à relier aux variations de débit des rejets urbains par rapport à celui du milieu récepteur durant la journée. Pour la charge moyenne des particules les écarts sont négligeables sur tous les sites de prélèvement.

La Figure 62 montre la dispersion des valeurs de la charge et la taille des particules sur les différents sites au Liban. Une variabilité modérée est observée pour la charge des particules sur tous les sites, les écarts interquartiles sont compris entre 9 et 22 %. Pour la taille une dispersion plus importante pour tous les sites apparait, les écarts interquartiles sont compris entre 36 et 89 %.

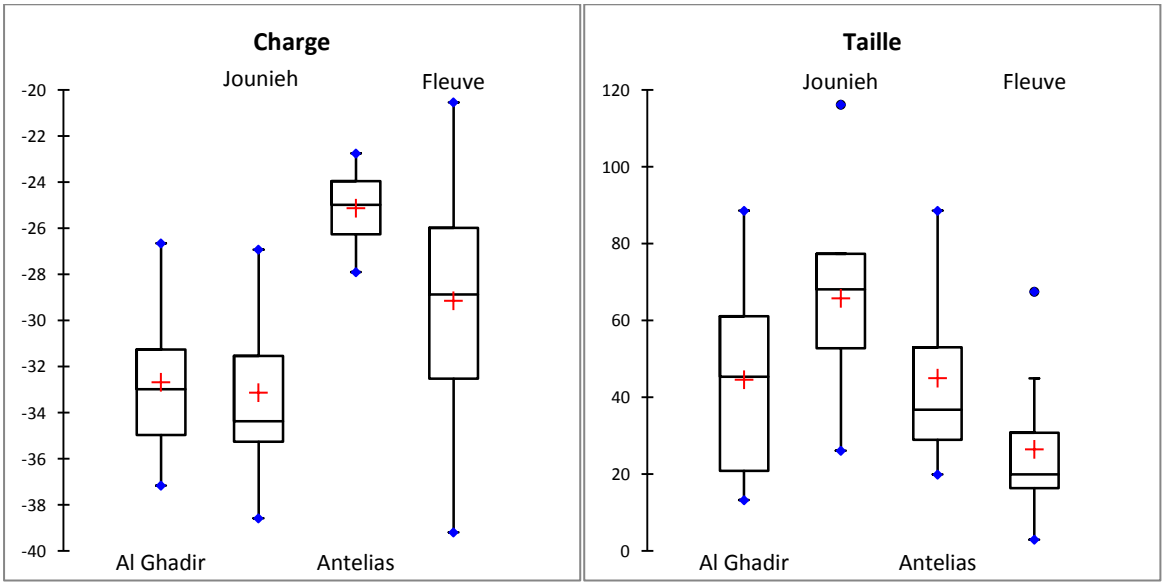


Figure 62. Représentation sous forme de boites à moustaches de la charge (en mV) et taille des particules (en µm).

III.1.1.4 DBO_5 et DCO/DBO_5

L'ensemble des résultats portant sur la DBO5 et du rapport DCO_T/DBO_5 sont compilées dans le Tableau 40.

Les concentrations médianes ont été évaluées à :

- 359 mgO_2/L (Al Ghadir), 352 mgO_2/L (Jounieh), 276 mgO_2/L (Antelias) et 223 mgO_2/L (Fleuve Beyrouth) pour la DBO_5 et
- 1,7 (Al Ghadir), 2,22 (Jounieh), 1,97 (Antelias) et 1,81 (Fleuve Beyrouth) du rapport DCO_T/DBO_5.

En Inde, les concentrations en DBO_5 obtenues par Ravi Kumar (2010) sur les eaux usées à l'entrée des STEP de Mailasandra et Nagasandra sont respectivement de 173 ± 17 et 479 ± 214 mgO_2/L. La concentration de Nagasandra est supérieure à celle des sites libanais. En Algérie (Souiki, 2008), les concentrations en DBO_5 obtenues pour trois émissaires sont relativement homogènes et plus faibles que celles des sites libanais à 160 ± 28 mgO_2/L. Au Maroc (Boutayeb, 2012), par contre, les niveaux

mesurés à l'entrée de cinq stations d'épuration de la région de la Chaouia-Ouardigha sont comparables aux valeurs des sites d'Al Ghadir et de Jounieh avec 367 mgO_2/L en moyenne. De plus, nous constatons que, pour les sites libanais, la DBO_5 est considérablement supérieure à celle obtenue par Gromaire-Mertz (1998) sur le site du Marais (181 mgO_2/L, valeur médiane) et par Kafi-Benyahia (2006) sur les sites du Marais (156 mgO_2/L, médiane), Sébastopol (183 mgO_2/L, médiane), Quais (85 mgO_2/L, médiane), Clichy centre (191 mgO_2/L, médiane), Coteaux aval (158 mgO_2/L, médiane) et Clichy aval (190 mgO_2/L, médiane) pour l'agglomération parisienne.

La biodégradabilité est évaluée par le rapport DCO_T/DBO_5 ; des valeurs inférieures à 3 sont synonymes d'un effluent biodégradable, entre 3 et 5 moyennement biodégradable et au-delà 5 difficilement biodégradable. Les valeurs médianes du rapport DCO_T/DBO5 dans les eaux usées des bassins versants étudiés au Liban sont inférieures à 3, par conséquent ces effluents sont facilement biodégradables. Une comparaison avec la biodégradabilité des eaux usées de l'agglomération parisienne (Gromaire-Mertz, 1998 ; Kafi-Benyahia, 2006) souligne des niveaux de biodégradabilité identiques à l'exception du bassin versant du Marais : Marais, 3,3 - Sébastopol, 1,8 – Quais, 2,1 - Clichy centre, 2,1 - Coteaux aval, 2,7 - Clichy aval 2,1. La comparaison avec des valeurs d'une étude plus récente (Bergé, 2012) pour des rejets domestiques prélevés en tête de réseau fournit des valeurs là encore dans des ordres de grandeur équivalents : Antony 4,2 - Sceaux 3,9 - Malakoff 3,7 - Fontenay-aux-Roses 3,9 - Chatenay-Malabry 2,6.

Tableau 40. DBO_5 et DCO_T/DBO_5 obtenues sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel.

Heure	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
	DBO_5 (mgO_2/L)				DCO_T/DBO_5			
8:30	392	365	302	62	1.93	1.77	1.82	0.89
9:30	432	509	355	174	1.98	2.12	1.94	3.02
10:30	320	401	482	460	1.51	2.14	3.00	1.15
11:30	326	334	277	223	1.52	2.46	2.64	1.83
12:30	425	356	275	355	2.72	2.30	1.99	2.66
13:30	394	303	186	471	1.67	2.02	2.43	2.54
14:30	245	348	267	198	1.74	2.40	1.72	1.79
15:30	305	315	196	224	1.44	5.13	1.51	1.58
Minimum	245,00	302,50	186,00	62,00	1,44	1,77	1,51	0,89
Maximum	432,00	509,00	482,00	471,00	2,72	5,13	3,00	3,02
Médiane	359,00	351,75	276,00	223,50	1,70	2,22	1,97	1,81
***EIQr %**	23,82	12,62	23,91	84,68	24,91	14,45	34,72	60,96
Moyenne	354,88	366,06	292,50	270,88	1,81	2,55	2,13	1,93
Écart-type (n-1)	65,88	65,23	93,93	144,28	0,41	1,07	0,51	0,75
****Cv**	17	17	30	50	21	39	22	36

*Écart interquartile, **Coefficient de variation

La Figure 63 visualise la dispersion des concentrations en DBO_5 et du rapport DCO_T/DBO_5. On observe une dispersion modérée sur les sites d'Al Ghadir, Jounieh et Antelias, les écarts interquartiles sont compris entre 12 et 23 %. Fleuve Beyrouth se distingue avec une très forte variabilité (EIQr= 84 %) pour la DBO_5. Une dispersion modérée est présentée sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh, les écarts interquartiles sont compris entre 14 et 25 % et une dispersion plus importante pour les sites d'Antelias et Fleuve Beyrouth respectivement. L'EIQr varie entre 35 et 60 % pour le rapport DCO_T/DBO_5. Par ailleurs, le test statistique de Kruskal-Wallis (test KW, α = 0,05) révèle que

les distributions de la DBO_5 et du rapport DCO_T/DBO_5 ne sont pas statistiquement différentes entre les bassins versants considérés (Tableau 40).

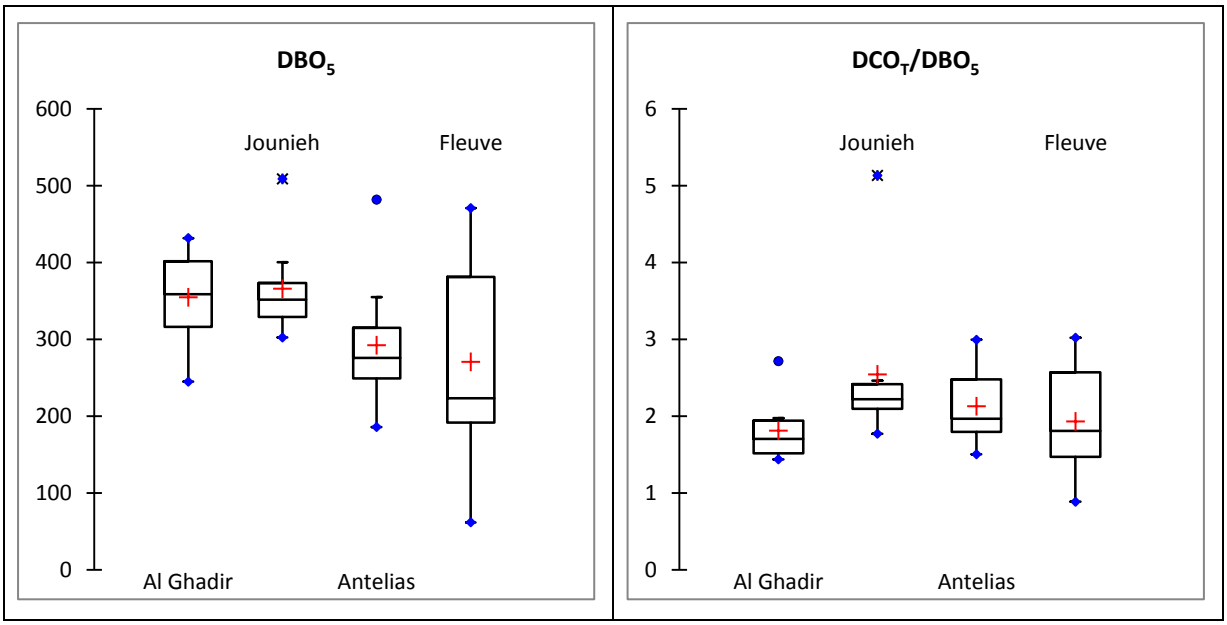


Figure 63. Représentation sous forme de boites à moustaches de la concentration en DBO_5 et de la biodégradabilité.

III.1.1.5 DCO_T et DCO_D

Le Tableau 41 synthétise les résultats des concentrations du DCO_T et DCO_D. Les valeurs médianes du DCO_T 610 mgO_2/L (Al Ghadir), 485 mgO_2/L (Jounieh), 549 mgO_2/L (Antelias) et 467 mgO_2/L (Fleuve Beyrouth). La DCO_D est de 341, 184, 108 et 116 mgO_2/L respectivement pour les sites Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth.

Tableau 41. DCO_T/DBO_5 et DCO_D obtenus sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel.

Heure	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth	Al Ghadir	Jounieh	Antelias	Fleuve Beyrouth
	DCO_T (mgO_2/L)				DCO_D (mgO_2/L)			
8:30	645	412	551	55	256	182.5	104	47
9:30	953	423	690	526	350	201	95	228
10:30	651	428	1444	531	387	188	83	188
11:30	575	554	730	408	517	184.5	108	161
12:30	720	491	548	945	332	194	142	110
13:30	550	479	452	1198	491	180	109	121
14:30	561	495	459	354	298	185	137	80
15:30	430	1030	295	353	268	155	126	111
Minimum	430	412	295	55	256	155	83	47
Maximum	953	1030	1444	1198	517	201	142	228
Médiane	610	485	549	467	341	185	108	116
***EIQr %**	18	17	44	60	36	4,13	25	56
Moyenne	653	539	646	546	362	184	113	131
Écart-type (n-1)	154	203	350	362	97	13	20	59
****CV (%)**	23	35	51	62	25	7	17	42

*Écart interquartile, ** Coefficient de variation

Le Tableau 42 compare la DCO_T des sites libanais suivis à celles observées en Inde (Ravi Kumar, 2010), en Algérie (Souiki, 2008) et au Maroc (Boutayeb, 2012). Les DCO_T des sites libanais sont supérieures à celles des trois sites algériens et du site indien de Mailasandra alors que les concentrations du site indien de Nagasandra (790 mgO_2/L) et des sites marocains (862 mgO_2/L) sont quant à elles supérieures. Pour les sites de l'agglomération parisienne, la situation est différente. Sur l'ensemble des bassins versants étudiés, les concentrations en DCO_T obtenues s'avèrent relativement comparables à celles de certains sites de l'agglomération parisienne. Ainsi les DCO_T obtenues par Kafi-Benyahia en 2006 s'échelonnent entre 344 mgO_2/L pour Sébastopol et 535 mgO_2/L pour Marais.

Tableau 42. Valeurs moyennes de la DCO totale au Liban et dans d'autres pays.

	Al Ghadir	**Jounieh**	**Antelias**	**Fl.Beyrouth**	**Inde site 1**	**Inde site 2**	**Algérie site 1**	**Algérie site 2**	**Algérie site 3**	**Maroc**
	cette étude				Ravi Kuma (2010)		Souiki (2008)			Boutayeb (2012)
DCO_T mgO_2/L	610	485	549	467	382	790	458	430	382	862

Pour la DCO_D, les concentrations médianes obtenues respectivement pour les sites d'Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth représentent 66, 39, 21 et 33 % de la DCO_T (DCO_D valeur médiane respectivement : 341, 185, 108 et 116 mgO_2/L). La fraction particulaire est dominante pour les sites de Jounieh (61 %), d'Antelias (79 %) et du Fleuve Beyrouth (67 %). Tandis que le site d'Al Ghadir contient seulement 34 % de DCO_P. Cette composition est variable d'un site à un autre, elle est difficile à expliquer en raison de l'hétérogénéité des bassins versants drainés et les effluents correspondent à différents types d'activités dont des activités industrielles.

Ces valeurs sont relativement comparables aux valeurs obtenues dans l'agglomération parisienne exception faite d'Al Ghadir. Le pourcentage de DCO_D par rapport à la DCO_T obtenu par Gromaire-Mertz (1998) sur le site du Marais était de 23 %. Des pourcentages identiques ont été obtenus par Kafi-Benyahia (2006) pour les sites de Sébastopol 24 %, Quais 26 %, Clichy centre, Coteaux aval et Clichy aval tous trois à 19 %.

La Figure 64 montre la dispersion du DCO_T et de la DCO_D sur les sites au Liban. Pour la DCO_T, une dispersion modérée apparait pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh avec un EIQr voisin de 18 %. Une dispersion plus importante est observée pour Antelias et Fleuve Beyrouth avec des EIQr supérieurs à 40 %. Pour la DCO_D, une dispersion modérée est présentée pour les sites de Jounieh et d'Antelias qui fluctuent entre 4 et 24 %. Cependant, une dispersion plus importante est observée pour Al Ghadir et Fleuve Beyrouth qui varient respectivement entre 36 et 56 %. Par ailleurs, le test statistique de Kruskal-Wallis (test KW, $\alpha = 0,05$) révèle que les distributions du DCO_T ne sont pas statistiquement différentes entre les bassins versants considérés. En revanche, les distributions des concentrations en DCO_D sont statistiquement différentes entre Al Ghadir avec tous les autres bassins versants libanais.

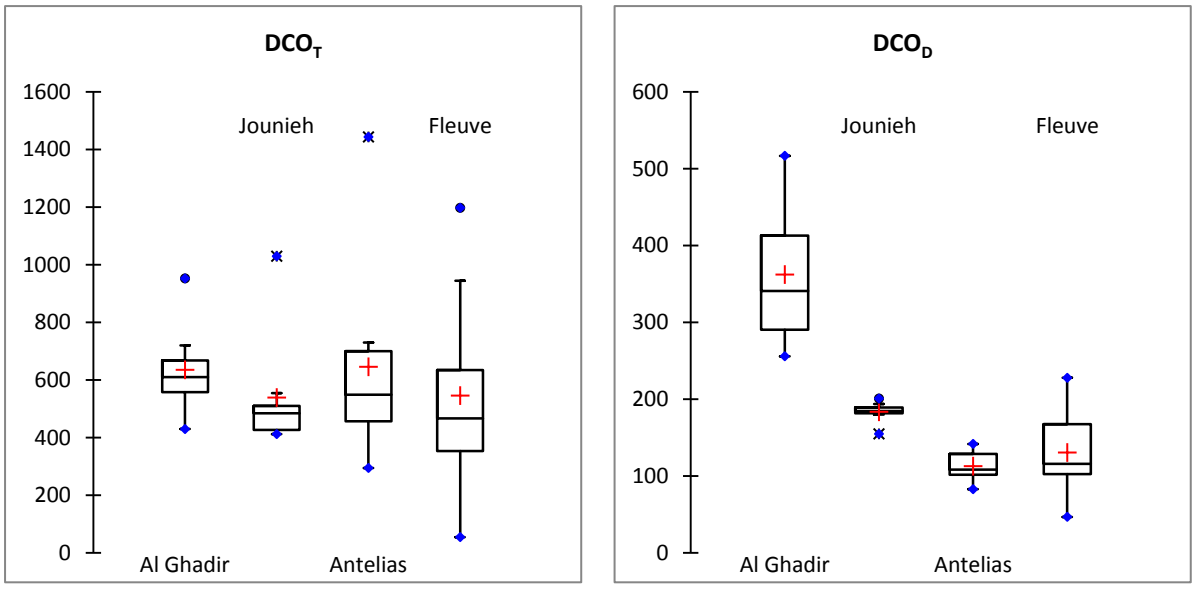


Figure 64. Représentation sous forme de boites à moustaches et la DCO$_D$ (en mg0$_2$/L).

III.1.1.6 Anions et cations majeurs

Le Tableau 43 synthétise l'ensemble des résultats portant sur les anions et cations dans les eaux usées des bassins versants urbains. Les valeurs médianes en chlorures pour Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth sont respectivement 1736, 163, 128 et 946 mg/L. En reprenant le même ordre que ci-dessus pour les sites, les valeurs médianes sont :

- en nitrates 1,09 ; 1,35 ; 1,52 et 231 mg/L,
- en sulfates 292, 81, 85 et 74 mg/L,
- en sodium 713, 285, 243 et 314 mg/L,
- et en potassium 166, 46, 24 et 27 mg/L.

Nous pouvons noter qu'il y a très peu de nitrates au niveau des émissaires alors que pour le fleuve Beyrouth des valeurs très élevées ont été relevées dans le milieu récepteur. Cela peut sans doute s'expliquer par une origine agricole suite à l'épandage de doses massives d'engrais azoté (rapport MOE/UNDP/ECODIT, 2011) et par les différentes réactions d'ammonification et de nitrification.

Le site de Jounieh contient particulièrement des phosphates avec une concentration médiane de l'ordre de 10 mg/L (Tableau 43). Pour le site de Jounieh, les résultats de notre étude confirment ceux de El Khatib (2012) En effet, les concentrations en Cl^-, NO_3^-, SO_4^{2-}, PO_4^{3-}, Na^+ et K^+ sont respectivement 218, 3,28, 43, 1,91, 114 et 21 mg/L (El Khatib et al., 2012).

En termes de variabilité, on constate que pour :

- Al Ghadir : une faible variabilité pour Cl^-, SO_4^{2-} et Na^+ avec des écarts interquartiles (EIQr) compris entre 7 et 11 % ; une variabilité plus importante pour NO_3^- et K^+ avec des EIQr de 149 et 141 %. Respectivement ;
- Jounieh : une variabilité modérée pour Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+ et K^+ qui fluctue entre 6 et 13 %. Cependant, une dispersion plus importante est observée pour PO_4^{3-} et NO_3^- avec respectivement 32 et 107 % en EIQr. La présence de PO_4^{3-}est due aux activités industrielles, particulièrement les industries de détergents et de production de lessive, implantées dans le bassin versant de Jounieh ;
- Antelias : une variabilité moyenne pour Cl^-, SO_4^{2-}, Na^+ et K^+ qui fluctue entre 10 et 24 %. Cependant, une dispersion plus importante est observée pour NO_3^- avec un EIQr à 41 %.

Cette forte variabilité en NO_3^- est liée aux activités agricoles concentrées sur l'aval du bassin versant du site d'Antelias ;

- Fleuve Beyrouth : une variabilité modérée pour Na^+ et K^+ qui fluctue entre 8 et 9 %. Cependant, une variabilité plus marquée est observée pour Cl^-, NO_3^- et SO_4^{2-} dont les EIQr varient entre 66 et 142 %. Le Fleuve Beyrouth présente une source importante de nitrates pour la Mer Méditerranée.

Tableau 43. Anions et cations majeurs (mg/L) sur les quatre sites au Liban par prélèvement ponctuel.

Site	Al Ghadir					Jounieh					
Heure	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	PO_4^{3-}	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+
8:30	1656	0.60	258	814	375	7.33	181	9.99	75.68	257	68.25
9:30	1653	8.71	270	1511	186	7.82	147	0.93	79.84	280	59.50
10:30	1709	0.79	270	662	407	13.17	161	1.00	85.66	321	45.25
11:30	1780	0.98	305	664	146	10.07	153	2.38	83.07	290	45.50
12:30	1841	1.20	300	728	110	10.87	175	2.98	87.23	289	47.75
13:30	1833	0.70	302	726	120	9.77	173	1.41	84.62	275	46.75
14:30	1764	1.83	284	675	125	8.04	164	1.30	70.81	298	43.00
15:30	1687	4.12	299	699	353	11.88	141	1.10	69.48	270	42.50
Minimum	1653	0.60	258	662	110	7.33	141	0.93	69.48	257	42.50
Maximum	1841	8.71	305	1511	407	13.17	181	9.99	87.23	321	68.25
Médiane	1736	1.09	291	713	166	9.92	163	1.35	81.45	285	46.13
EIQr %	6.59	149	10.44	10.81	141	31.66	13.34	107	12.79	6.36	13.01
Moyenne	1740	2.37	286	810	227	9.87	162	2.63	79.55	285	49.81
Écart-type (n-1)	70.16	2.63	16.9	268	119	1.94	13.12	2.86	6.40	18.24	8.56
CV (%)	4	111	6	33	52	20	8	109	8	6	17

Site	Antelias					Fleuve Beyrouth				
Heure	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Cl^-	NO_3^-	SO_4^{2-}	Na^+	K^+
8:30	127	1.75	82	241	31	134	103	25.9	276	30.5
9:30	131	1.24	77	1227	26	435	330	49.5	311	28.0
10:30	110	1.23	91	240	24	2524	224	130	380	28.5
11:30	112	2.19	85	245	19.5	1617	239	116	325	25.0
12:30	139	1.13	110	322	25	1961	299	120	304	27.5
13:30	129	1.59	84	239	19.5	1457	238	98	288	29.5
14:30	177	1.46	89	288	23.5	379	94	33	341	24.0
15:30	121	5.26	76	227	21	283	87	33	317	27.0
Minimum	110	1.13	76	227	19.50	134	87	25.9	276	24.0
Maximum	177	5.26	109	1277	31	2524	330	130	380	30.5
Médiane	128	1.52	84	243	24	946	231	73.9	314	27.8
EIQr %	11.4	40.56	9.94	23.54	19	142	66.3	113	9.4	8.1
Moyenne	131	1.98	87	378	24	1099	202	76	318	27.5
Écart-type (n-1)	20.9	1.37	10.4	344.4	3.8	846	89.1	41.6	30.4	2.0
CV (%)	15	65	11	85	15	77	44	55	10	7

A cause d'intrusions marines dans le bassin versant d'Al Ghadir (Kazpard et al. 2008), la concentration en sels est plus élevée sur le site d'Al Ghadir qui de fait se distingue des trois autres sites.

III.1.1.7 Conclusion / Discussion

La variabilité de la qualité des eaux usées de temps sec au cours de la journée durant un jour de travail, le jeudi entre 8h30 et 15h30 sur les quatre sites de prélèvements a été mise en évidence. Cette variabilité est liée à la qualité des effluents rejetés à différentes périodes de la journée en particulier à deux types d'usages des eaux : domestique et industrielle.

Chaque site étudié présente une spécificité qui lui est propre :

- Le site d'Al Ghadir constitue une source de polluants importante vers la Mer Méditerranée en MES dont 60 % sont des MVS, en DBO_5, en DCO_T dont 66 % est sous forme dissoute ;
- Le site de Jounieh représente un flux polluant en phosphate vers la Mer Méditerranée ;
- Le site d'Antelias présente la charge moyenne des particules la plus élevée parmi tous les sites ;
- Le Fleuve Beyrouth présente le flux en nitrate vers la Mer Méditerranée le plus important.

L'évolution de la concentration est reliée au débit des plusieurs types d'eau qui conduisent à une dilution des effluents durant la journée. Malheureusement, les débits sont inconnus, il existe des valeurs anciennes que l'on n'a pas souhaité utiliser pour le calcul des flux. Toutefois notre base de données reste exploitable pour un tel calcul dès lors que des valeurs de débits seront disponibles. La connaissance de concentrations sur 24 heures durant les jours de la semaine et du week-end est de grande importance pour mieux comprendre le cycle journalier des différents polluants. Un préleveur automatique a été utilisé dans cette optique. Les résultats obtenus sont présentés et commentés dans le prochain chapitre.

III.1.2 Suivi en continu

III.1.2.1 pH et conductivité des eaux usées

La Figure 65 synthétise les résultats sur le pH obtenu pour 84 échantillons prélevés sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh. La semaine a été découpée en deux périodes distinctes : jours de la semaine : du lundi jusqu'au jeudi, et weekend : du vendredi jusqu'au dimanche. Chaque intervalle de deux heures représente la moyenne de quatre jours pour la semaine et de trois jours pour le weekend sur le même intervalle de temps de prélèvement.

Le pH des eaux usées est relativement stable en fonction du temps d'un site à l'autre : il varie entre 7,4 et 7,7 pour Jounieh et entre 7,6 et 8 pour Al Ghadir. Ce n'est donc pas un paramètre discriminant. Les valeurs de pH avec cette procédure de suivi confirment celles mesurées par le suivi ponctuel.

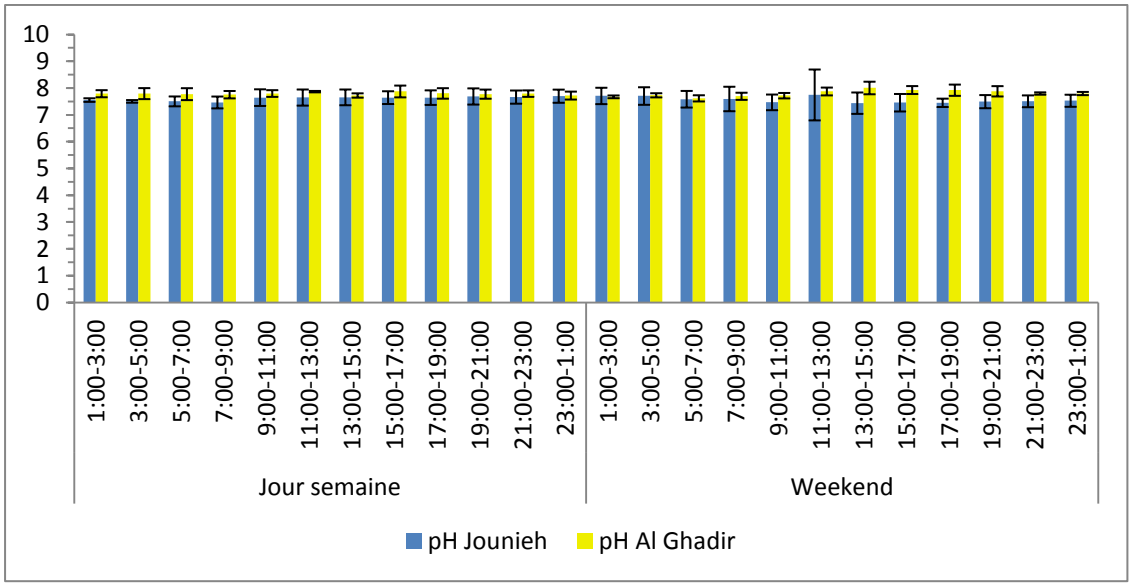


Figure 65. Comparaison des valeurs du pH entre deux bassins versants selon la modalité de prélèvement en continu.

Les valeurs de conductivité pour les 168 échantillons prélevés entre mai et décembre 2012 sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh sont présentées dans la Figure 66. Contrairement au pH, la conductivité met en évidence une différence significative entre les deux sites. La principale raison de cette différence de conductivité s'explique par l'intrusion marine sur le site d'Al Ghadir relevée lors du suivi ponctuel.

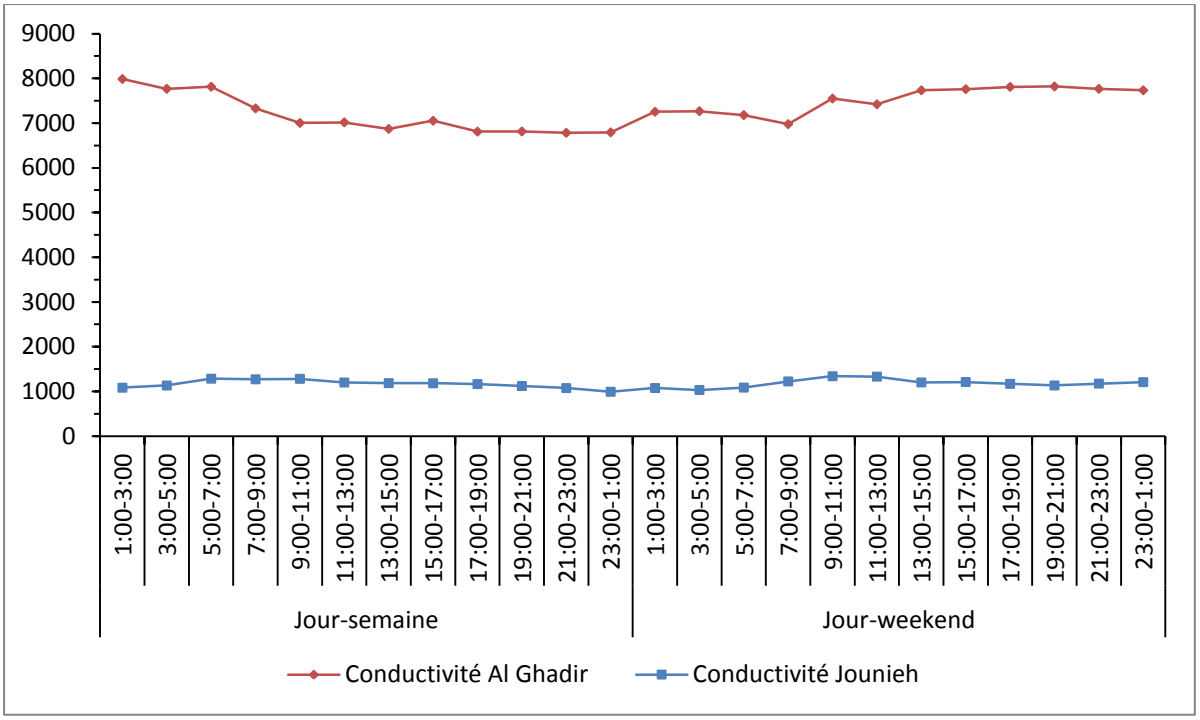


Figure 66. Conductivité (en µS/cm) sous forme de pollutogramme entre Al Ghadir et Jounieh.

La Figure 67 illustre l'évolution de la conductivité des effluents domestiques au cours d'une semaine pour les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh.

Suivant l'analyse des données ANOVA selon le test de Duncan au seuil de signification α = 0,05, pour le site d'Al Ghadir, les valeurs obtenues durant les jours de la semaine sont relativement comparables à celles obtenues durant les jours de weekend. De plus, ces valeurs sont également comparables durant les heures dans la journée pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Pour le site de Jounieh, une différence significative est observée entre les plages 5h00-11h00 et 21h00-23h00 pour les jours de la semaine, et entre les plages 3h00-5h00 et 9h00-13h00 pour les jours du weekend. Cette variation temporelle confirme le cycle journalier de la conductivité à Jounieh. La comparaison entre les deux sites confirme la différence significative pour la conductivité sur toute la journée pour chaque plage de deux heures durant 24 heures à la fois pour des jours de la semaine et ceux du weekend.

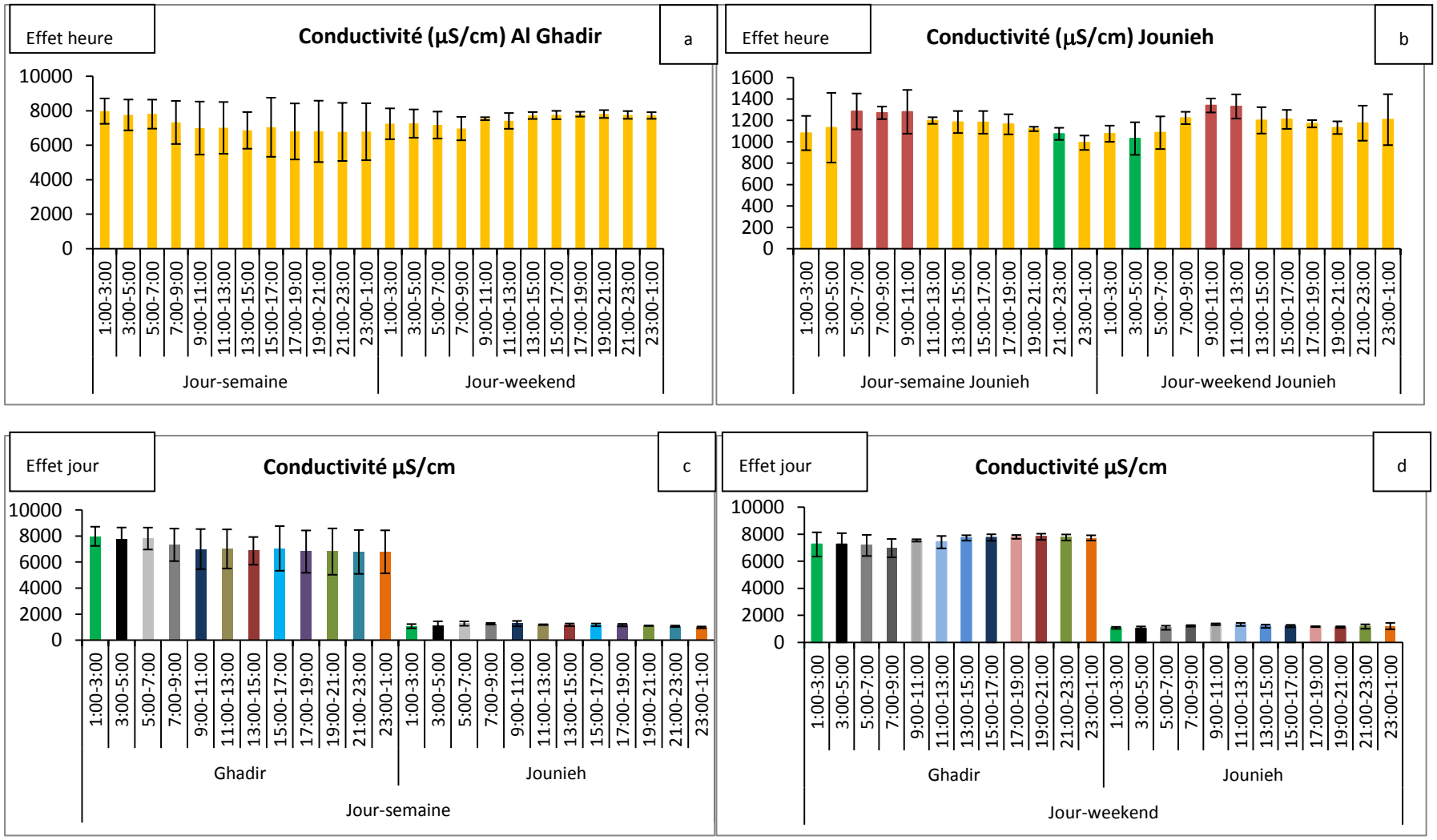
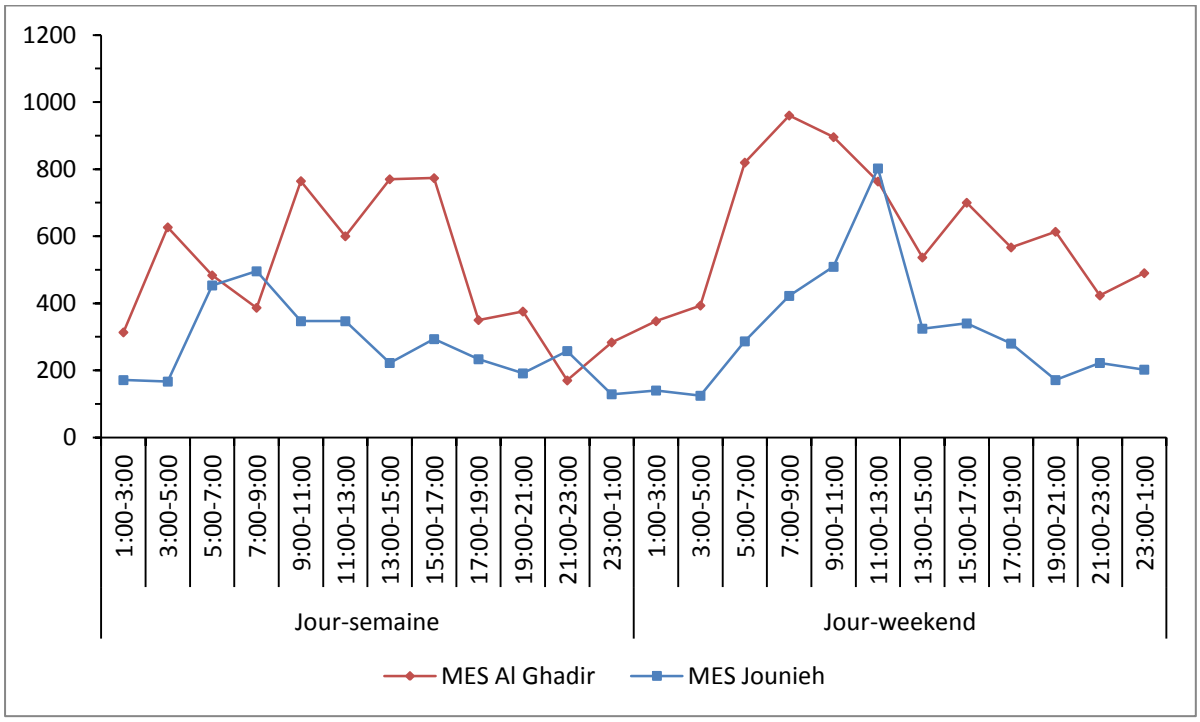


Figure 67. Comparaison des sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la conductivité. Fig. a et b : jaune-jaune les différences sont non significatives ; rouge-vert les différences sont significatives. Fig. c et d chaque couleur pour le site Al Ghadir et son correspondant à Jounieh représente une différence significative

III.1.2.2 MES-MVS

La Figure 68 présente les valeurs des MES et MVS, sous la forme d'un pollutogramme, obtenues pour les 168 échantillons prélevés sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh. Ce pollutogramme montre pour les MES (pics pour Al Ghadir sur la tranche 9h00-11h00 et Jounieh 7h00-9h00 pour les jours de la semaine ; pics pour Al Ghadir sur la tranche 9h00-11h00 et Jounieh à 11h00-13h00 pour les jours de weekend) et les MVS, une allure qui varie d'une part durant la journée et d'autre part entre les jours de la semaine et les jours du weekend et cela pour les deux sites. Les concentrations médianes pour les MES obtenues à Al Ghadir et Jounieh sont respectivement 435 et 245 mg/L et 266 et 169 mg/L pour les MVS durant les jours de la semaine. Pour les jours de weekend, les concentrations médianes pour les MES obtenues à Al Ghadir et Jounieh sont respectivement 520 et 283 mg/L et 365 et 140 mg/L pour les MVS. Ces variations reflètent les différentes activités de la journée sur les deux sites. Les MVS représentent pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh 62 % des MES (valeur médiane). D'après Gromaire-Mertz (1998), la grande majorité des particules en suspension dans les eaux usées urbaines sont organiques, avec des teneurs en MVS de 70 à 80 %. Nos résultats indiquent une contribution d'eau industrielle sur les deux sites qui tend à diminuer ce pourcentage en MVS.



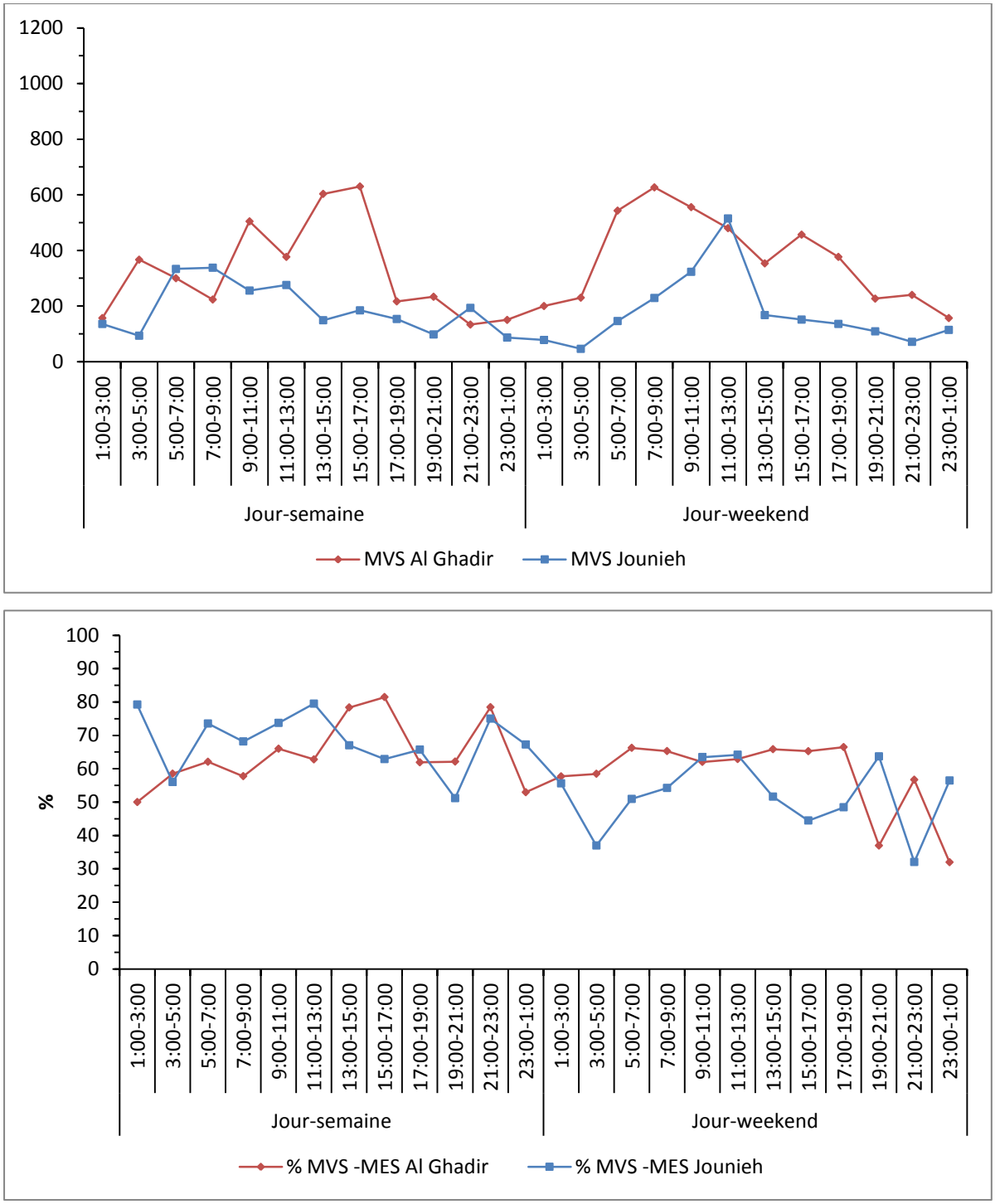


Figure 68. MVS en pourcentage des MES sous forme de pollutogramme entre Al Ghadir et Jounieh.

Selon la Figure 69, à la fois pour les MES et les MVS, une dispersion plus importante est observée sur le site d'Al Ghadir par comparaison avec celui de Jounieh tant pour les jours de la semaine que ceux du weekend. Les écarts interquartiles sont compris entre 51 et 54 % et pour le site de Jounieh alors qu'ils sont compris entre 58 et 65 %. Pour les MVS, pour le site d'Al Ghadir, durant les jours de la semaine et les jours de weekend, les écarts interquartiles sont de 51 et 60 %, respectivement, et, pour le site de Jounieh, ils sont de 58 (en semaine) et 80 % (le weekend). La variation du débit au cours de la journée surtout pour le site d'Al Ghadir qui varie entre 10000 et 52000 m^3/j durant le temps sec (source : station d'Al Ghadir) peut conduire à l'érosion des solides déposés dans le réseau.

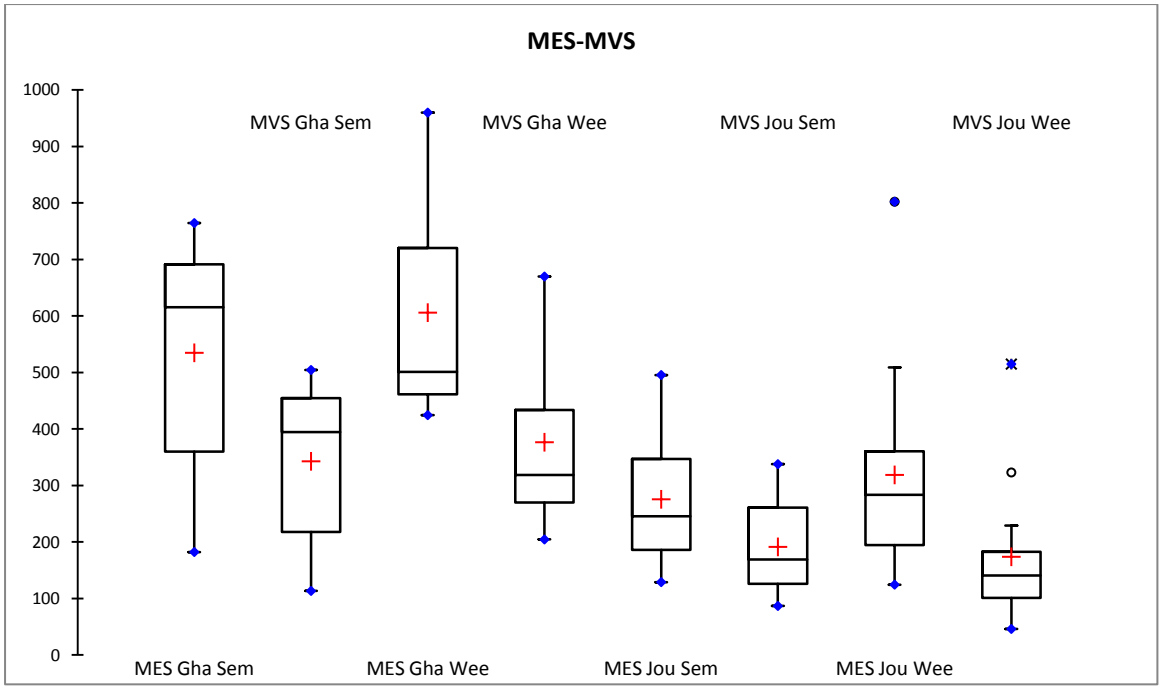


Figure 69. Boîte à moustaches pour les MES et MVS pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh selon les jours de la semaine et les jours du weekend, Gha Sem (Ghadir semaine) ; Gha Wee (Ghadir Weekend) ; Jou Sem (Jounieh Semaine).

Afin de comprendre la situation sur chaque site, on s'est intéressé plus particulièrement aux différences de comportement entre le jour et la nuit et les jours de semaine (du lundi au jeudi) et week-end (du vendredi au dimanche). Pour cela on a mis en évidence les intervalles de temps au cours desquels la contribution des paramètres globaux est maximale vers la Mer Méditerranée.

La Figure 70 illustre les évolutions intra-journalières et journalières des MES des effluents urbains des deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh au cours d'une semaine complète. Concernant la variabilité intra-journalière, selon le test de Duncan au seuil de signification α = 0,05, pour le site d'Al Ghadir, les MES durant les jours de la semaine sont significativement différentes entre les intervalles 3h00-5h00 et 9h00-17h00 et l'intervalle 21h00-23h00. Durant le weekend, une différence significative est observée entre les intervalles 21h00-5h00, 13h00-15h00, 17h00-19h00 et l'intervalle 7h00-11h00 (Figure 70a). En étudiant l'effet "Jour" entre les jours de la semaine et le weekend pour Al Ghadir, une différence significative est observée pour les intervalles 3h00-5h00, 5h00-7h00, 7h00-9h00, 17h00-19h00 et 21h00-23h00 (Figure 70c). À Jounieh, une différence significative entre les heures des jours de la semaine est observée, précisément pour la période 23h00-5h00 et l'intervalle 19h00-21h00 avec la période 5h00-9h00. Pour le weekend, les valeurs de MES montrent une différence significative pour la tranche 17h00-7h00 avec la période 9h00-13h00 (Figure 70b). En comparant les jours de la semaine et le weekend à Jounieh, une différence significative apparait pour l'intervalle 11h00-13h00 (Figure 70d).

Les évolutions intra-journalières des MVS des eaux usées urbaines pour les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh sont présentées dans la Figure 71. Les analyses statistiques s'appuient toujours sur le test de Duncan au seuil de signification α = 0,05. Pour le site d'Al Ghadir, les MVS durant les jours de la semaine montrent une différence significative pour la période 17h00-3h00 et l'intervalle 7h00-9h00 avec l'intervalle 9h00-11h00 et la tranche 13h00-17h00. Durant le weekend, une différence significative apparait pour la période 23h00-3h00, avec la période 5h00-13h00 (Figure 71a). En comparant les jours de la semaine et le weekend à Al Ghadir, une différence significative surgit pour l'intervalle 7h00-9h00 (Figure 71c). Pour le site de Jounieh, les MVS présentent une différence significative entre les heures du matin (5h00-9h00) et d'après midi (13h00-5h00) des jours de la semaine. Tandis que pour le weekend, une différence significative a été notée pour l'intervalle

11h00-13h00 avec le reste de la journée (Figure 71b). En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend à Jounieh, une différence significative ressort pour les intervalles 5h00-7h00, 7h00-9h00, 11h00-13h00 et 21h00-23h00 (Figure 71d).

La Figure 72 synthétise les résultats de la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour les MES et MVS pour les jours de la semaine et les jours du weekend. En effet, une différence significative est observée pour les MES durant les jours de la semaine entre les deux sites et pour les intervalles 3h00-5h00, 9h00-11h00, 13h00-15h00 et 15h00-17h00 (8h sur 24h) (Figure 72a). Pendant les jours du weekend, cette différence est significative pour 14h sur 24h et précisément pour les intervalles 5h00-7h00, 7h00-9h00, 9h00-11h00, 15h00-17h00, 17h00-19h00, 19h00-21h00 et 21h00-23h00 (Figure 72b). Cependant, les MVS présentent une différence significative durant les jours de la semaine entre les deux sites pour les intervalles 3h00-5h00, 9h00-11h00, 13h00-15h00 et 15h00-17h00 (8h sur 24h) (Figure 72c). Pour les jours du weekend, les MVS présentent une différence significative entre les deux sites pour les intervalles 5h00-7h00, 7h00-9h00 et 15h00-17h00 (6 h sur 24h) (Figure 72d).

Ces différences en fonction des tranches horaires indiquent la présence de deux cycles quotidiens différents pour les MES sur chaque site. Ces deux cycles peuvent s'expliquer par une variabilité de la qualité des eaux usées produites à différents moments de la journée ou par la variabilité du charriage des MES. Une remise en suspension des dépôts durant les différents pics de débit au cours de la journée et une tendance à la sédimentation sont autant de raisons qui peuvent expliquer les variabilités tant spatiale que temporelle des concentrations en MES.

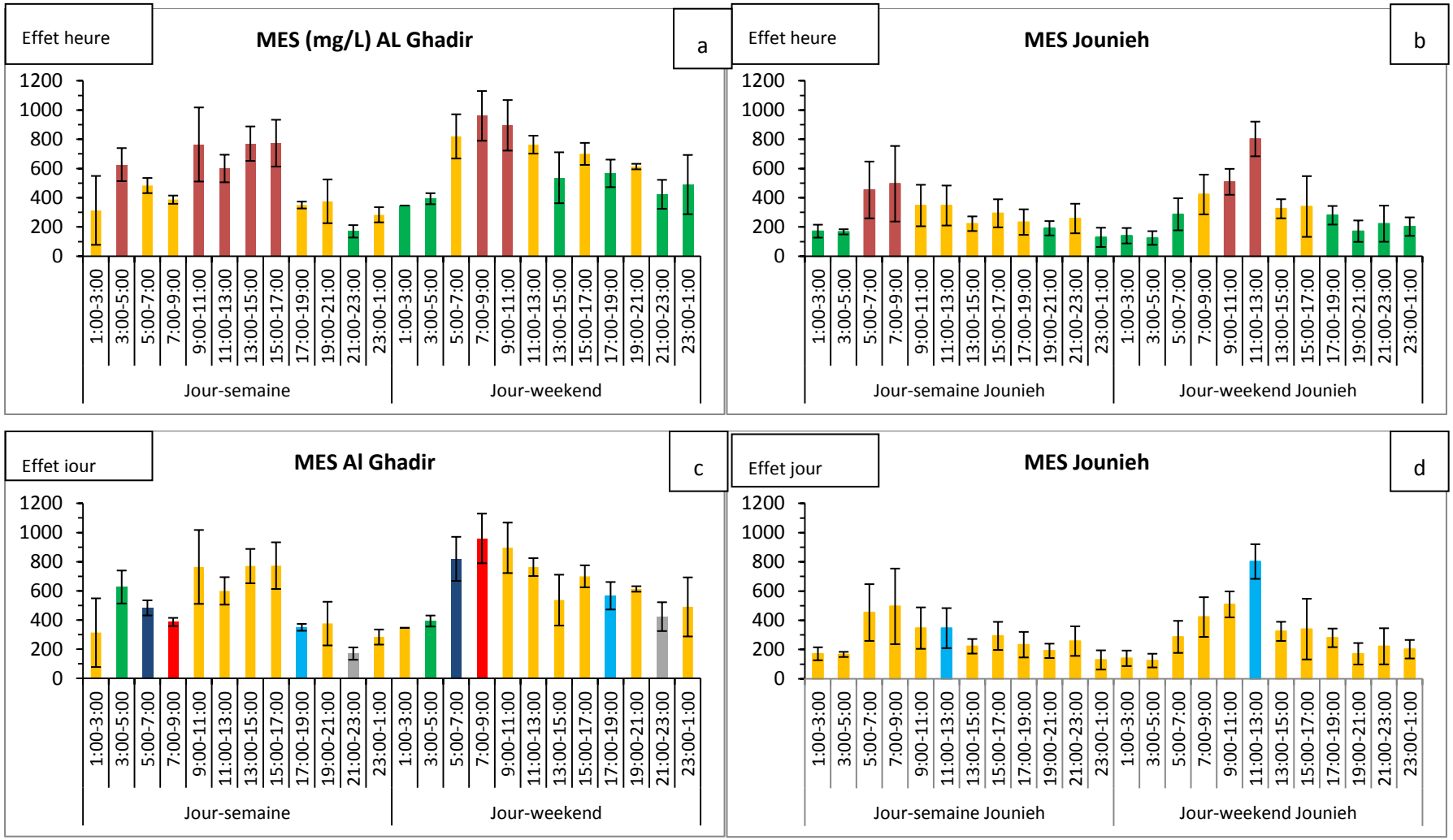


Figure 70. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour les MES. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives.

Fig. c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative.

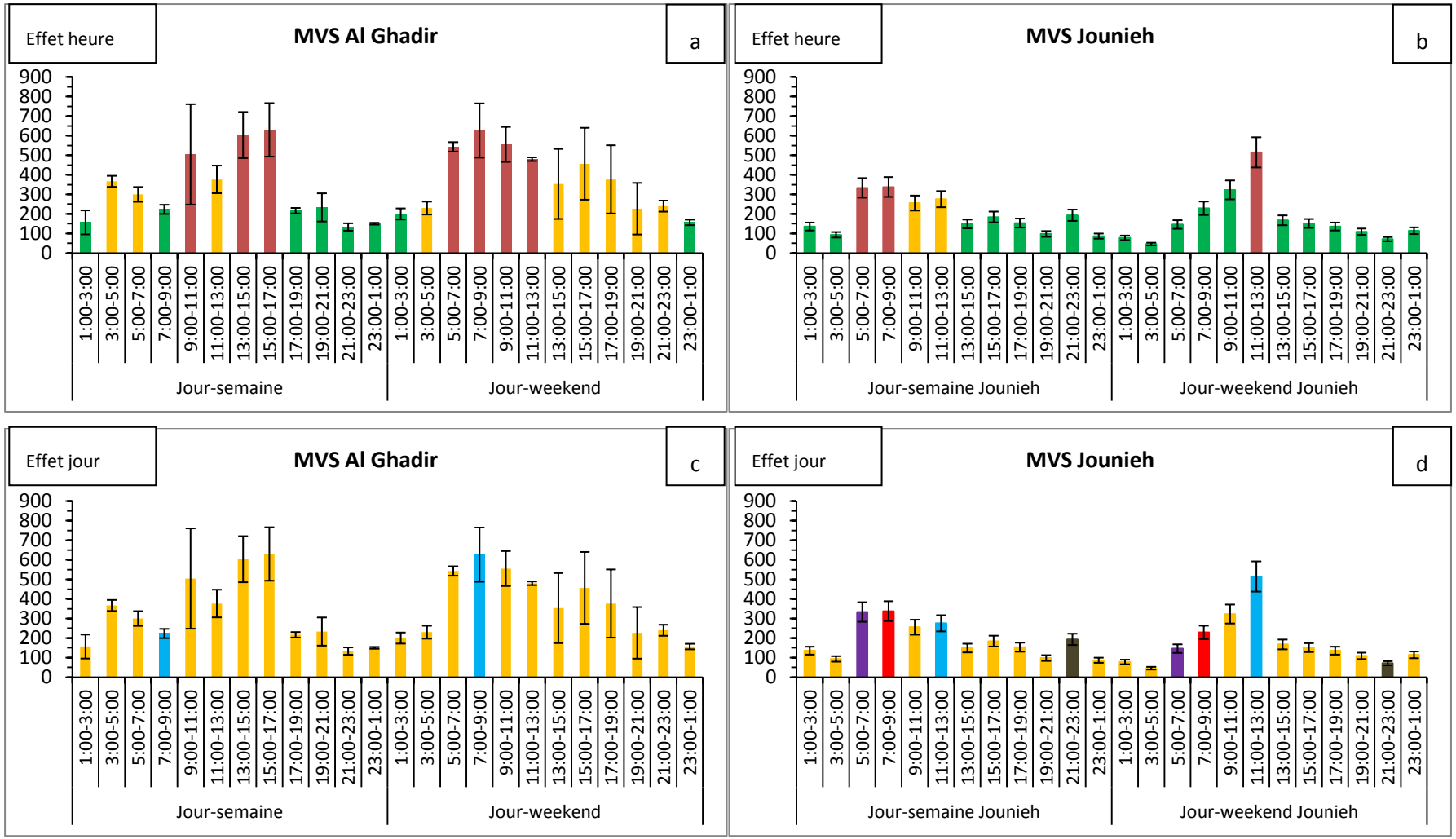


Figure 71. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour les MVS. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives.

Fig. c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative.

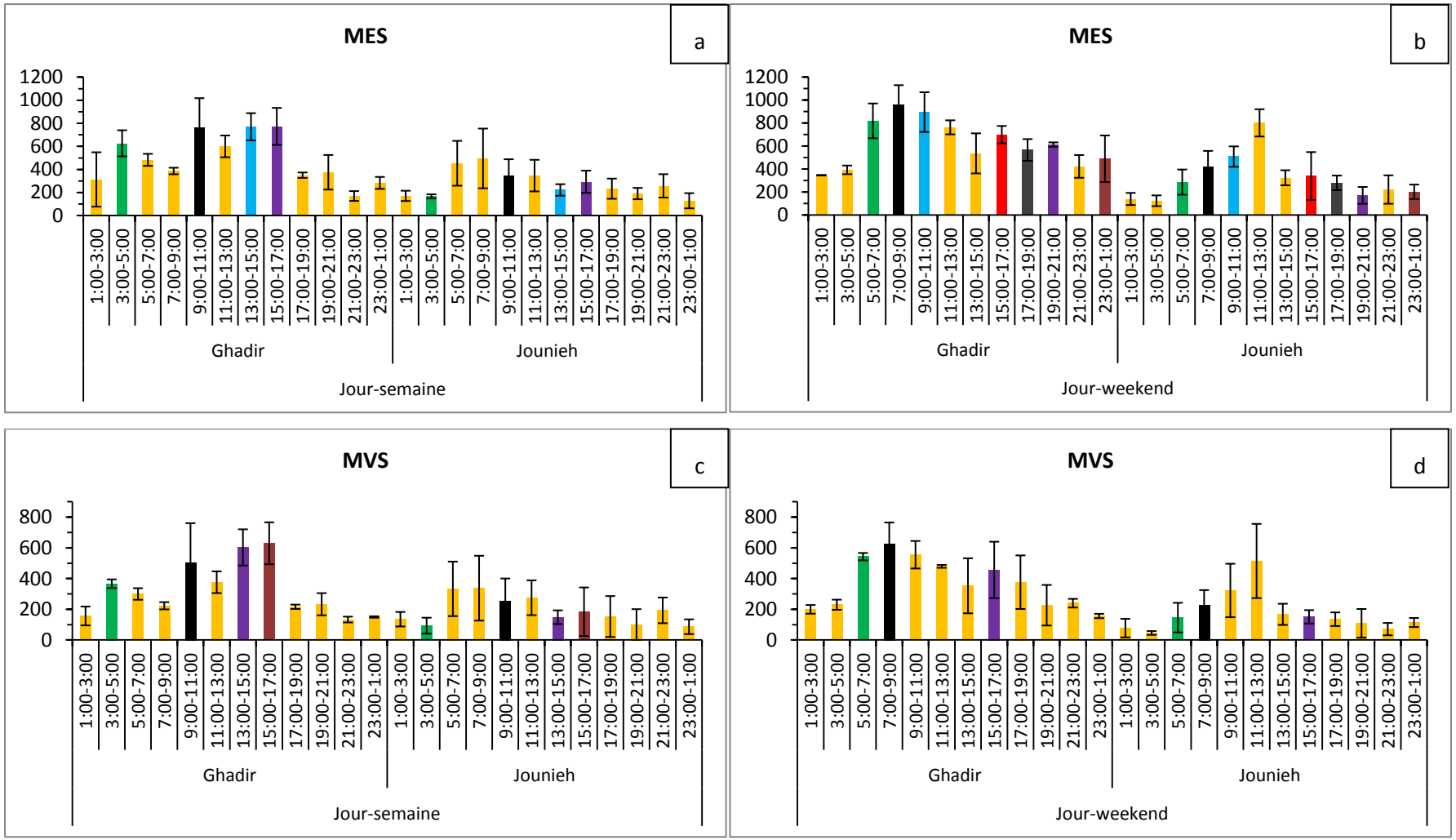
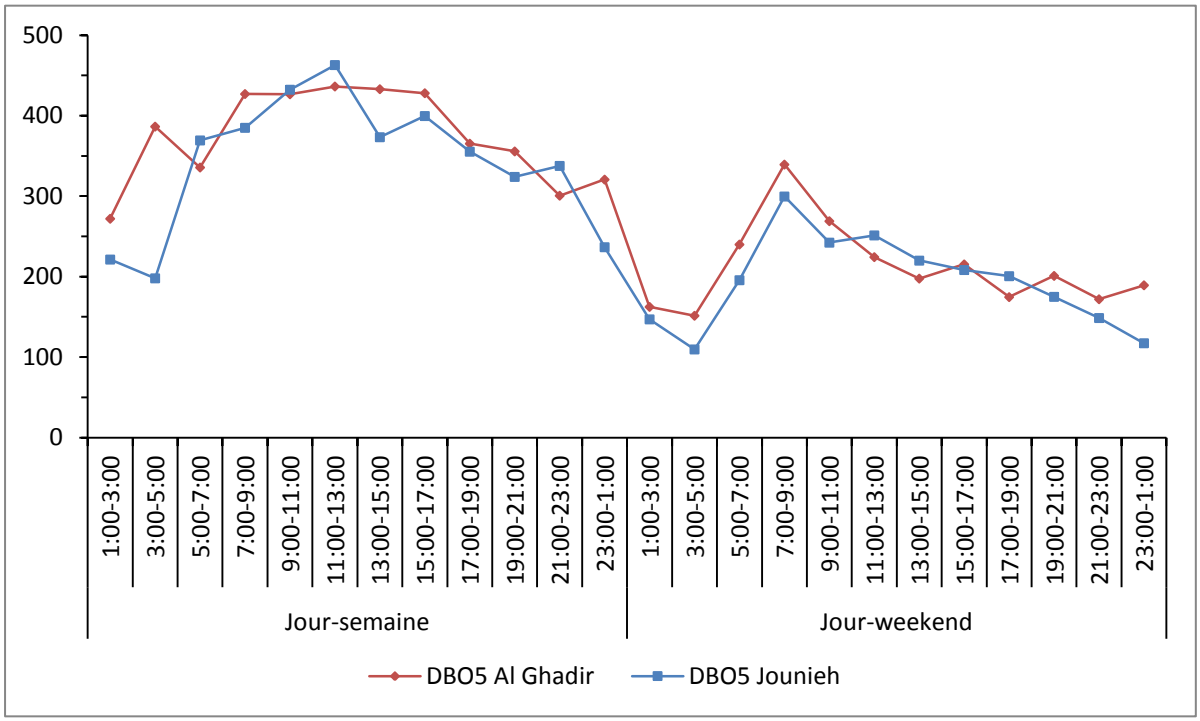


Figure 72. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis des MES et MVS. Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative.

III.1.2.3 DBO_5 et DCO Totales

La Figure 73 présente les résultats pour la DBO_5 totale et la DCO totale obtenus pour les 168 échantillons (jours de la semaine et du weekend) sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh. La variation de la DBO_5 et la DCO en fonction du temps est globalement identique pour les sites de Jounieh et Al Ghadir tant pour les jours du weekend que ceux de la semaine. Les valeurs maximales de DBO_5 et DCO sont atteintes pour quasiment les mêmes tranches horaires le weekend et la semaine dans les deux sites. De plus, une forte amplitude ressort pour la DBO_5 et la DCO durant les heures des jours de la semaine et ceux du weekend et cela pour les deux sites.

Selon Mann et Whitney (MW, $\alpha = 0,05$), les valeurs de DBO_5 des sites d'Al Ghadir et de Jounieh sont significativement différentes entre les jours de la semaine et ceux du weekend. Pour la DBO_5, les valeurs obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh sont statistiquement comparables entre jours de la semaine, d'une part, et jours du weekend, d'autre part. Pour la DCO_T, les valeurs obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh ne sont pas statistiquement comparables entre les jours de la semaine et les jours du weekend. On constate que le cycle journalier des DBO_5 et DCO_T peut varier en fonction du jour de la semaine notamment entre weekend et jour de la semaine.



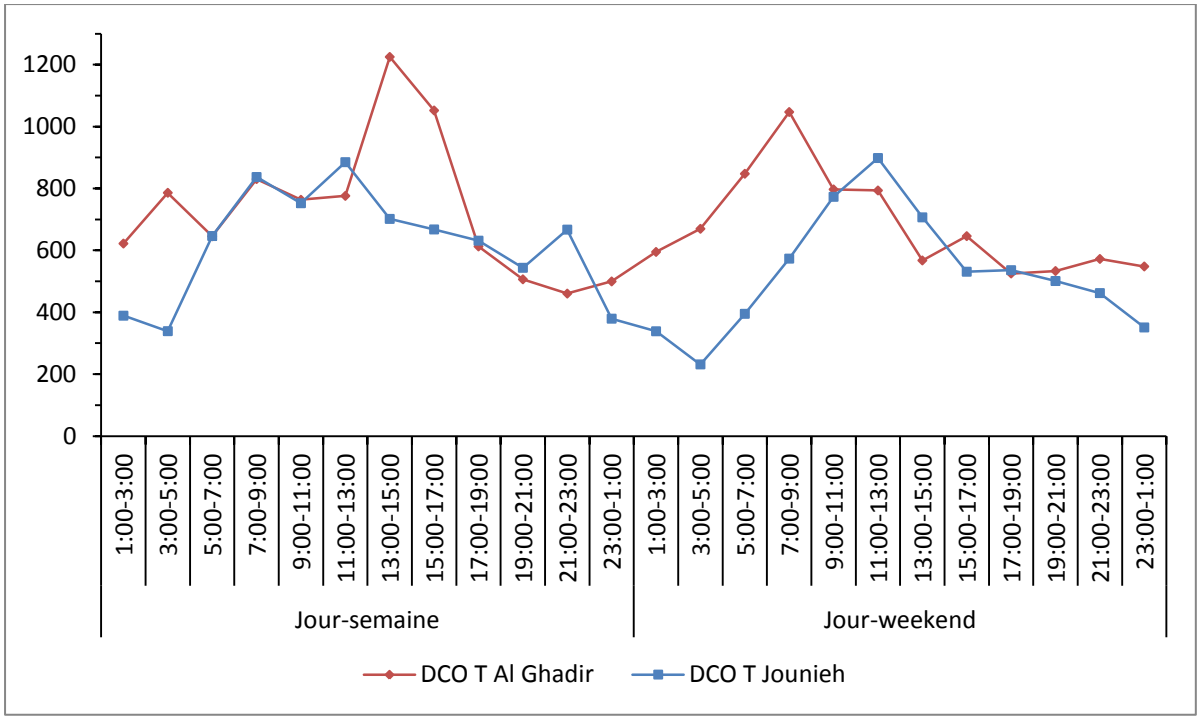


Figure 73. DBO_5 totale et DCO totale à Al Ghadir et Jounieh en mgO_2/L.

Selon la Figure 74, les concentrations médianes pour les DBO_5 obtenues à Al Ghadir et Jounieh sont respectivement 376 et 362 mg/L (jours de la semaine) et 200 mg/L (jours du weekend). Pour la DCO_T, les concentrations médianes obtenues à Al Ghadir et Jounieh sont respectivement 704 et 656 mg/L (jours de la semaine) et 620 et 516 mg/L (jours du weekend). Une dispersion modérée est observée pour la DBO_5 sur le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine et les jours du weekend, les écarts interquartiles sont de 24 et 29 %, respectivement. Tandis que, pour le site de Jounieh, une dispersion plus importante est observée durant les jours de la semaine, l'écart interquartile est équivalent à 39 % alors qu'une dispersion modérée est observée pour les jours du weekend, l'écart interquartile est voisin de 24 %. Pour la DCO_T, une dispersion importante est observée sur le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine et les jours du weekend, les écarts interquartiles sont de 33 et 35 %, respectivement. Pour le site de Jounieh, une dispersion plus importante est observée durant les jours de la semaine et les jours du weekend, les écarts interquartiles sont de 32 et 43 %, respectivement. Ces variations reflètent les différentes activités de la journée sur les deux sites. De plus, la présence d'un débit élevé d'eaux claires (entre 100 et 300 L/hab/j (El-Fadel et Jamali, 2000) qui varie durant les heures de la journée conduit à une dilution des effluents, expliquant les différences de concentration observée durant la journée.

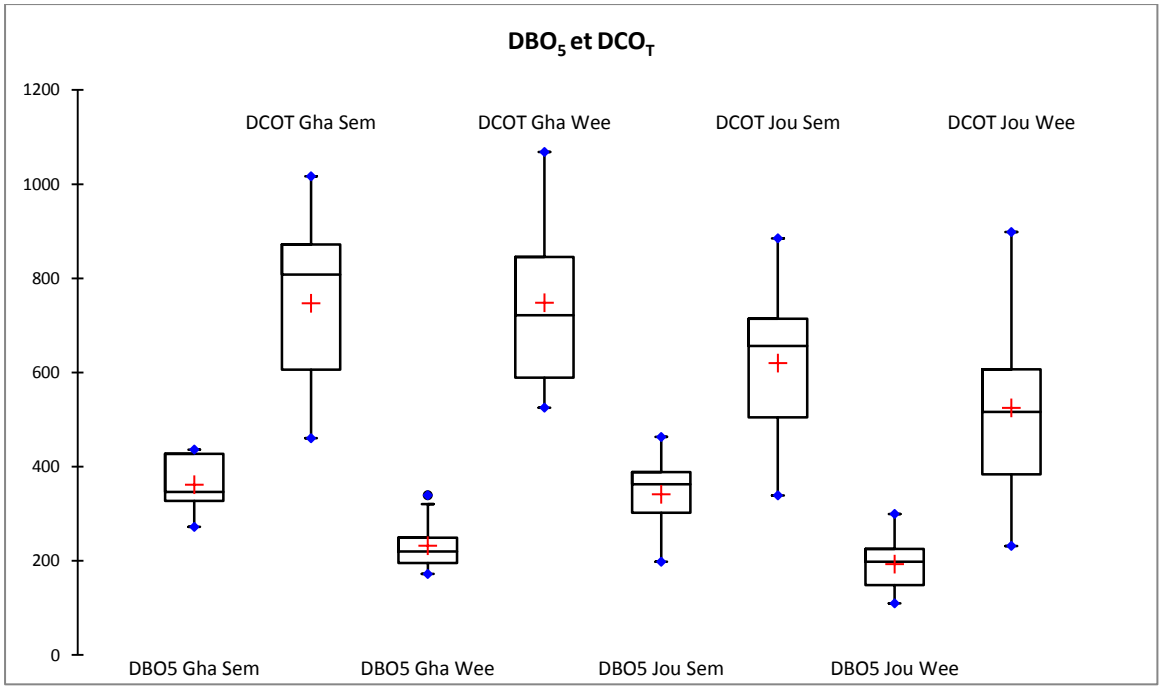


Figure 74. Boîte à moustaches pour la DBO_5 et la DCO_T pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh selon les jours de la semaine et les jours du weekend, Gha Sem (Ghadir semaine) ; Gha Wee (Ghadir Weekend) ; Jou Sem (Jounieh Semaine).

Les variations intra-journalières et journalières au cours d'une semaine de la DBO_5 des eaux usées pour les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh sont présentées dans la Figure 75. Selon le test de Duncan au seuil de signification $\alpha = 0,05$, les valeurs obtenues à Al Ghadir de la DBO_5 durant les jours de la semaine sont significativement différentes entre l'intervalle 1h00-3h00 et le reste du temps de la journée (intervalle de 3h00-17h00). Durant le weekend, une différence significative est notée entre 7h00-9h00 et le reste du temps de la journée de weekend (intervalle 11h00-7h00) (Figure 75a). En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend pour la DBO_5 sur le site d'Al Ghadir, une différence significative est observée pour les intervalles 1h00-3h00; 3h00-5h00; 17h00-19h00; 19h00-21h00; 21h00-23h00 et 23h00-1h00 (une différence significative d'environ 12h sur 24h entre les jours de la semaine et les jours de weekend) (Figure 75c). Cette variation résulte des différences activités qui changent en fonction des jours de la semaine. *De facto* la qualité des effluents produits dépend de l'heure et du jour considérés.

Pour le site de Jounieh, une différence significative entre les heures des jours de la semaine est observée, précisément pour l'intervalle 23h00-5h00 et l'intervalle 7h00-17h00. Pour le weekend, les valeurs de la DBO_5 montrent une différence significative pour la tranche 21h00-5h00 et la tranche 7h00-9h00 (Figure 75b). En comparant les jours de la semaine et le weekend pour la DBO_5 à Jounieh, une différence significative a été notée pour les intervalles 5h00-7h00, 9h00-11h00, 11h00-13h00, 13h00-15h00, 15h00-17h00, 17h00-19h00, 19h00-21h00 et 21h00-23h00 (Figure 75d).

La Figure. 76 illustre les évolutions durant la journée de la DCO_T des eaux usées urbaines pour les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh. Pour le site d'Al Ghadir, les valeurs obtenues de la DCO_T durant les jours de la semaine montrent une différence significative pour la tranche 3h00-17h00 et la tranche 21h00-23h00. Durant le weekend, une différence significative est observée entre la tranche 5h00-9h00 et la tranche de 17h00-1h00 (Figure. 76a). En comparant les jours de la semaine et ceux du weekend pour la DCO_T à Al Ghadir, une différence significative apparait pour les intervalles 13h00-15h00 et 15h00-17h00 des jours de la semaine et des jours du weekend (Figure. 76c). Pour le site de Jounieh, une différence significative entre les heures des jours de la semaine est observée précisément pour la tranche horaire 1h00-5h00, la tranche 7h00-17h00 et la tranche 21h00-23h00. Tandis que, pour le weekend, les valeurs de la DCO_T montrent une différence significative pour la

tranche 23h00-7h00 et la tranche 9h00-15h00. En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend pour la DCO_T à Jounieh une différence significative est montrée pour l'intervalle 7h00-9h00 (2h sur 24h seulement) (Figure. 76d).

Dans la Figure 77 sont illustrées l'ensemble des différences trouvées entre les deux sites Jounieh et Al Ghadir pour la DCO et la DBO5 au cours des jours de la semaine et du weekend. En effet, une différence significative est observée pour la DBO_5 durant les jours de la semaine entre les deux sites et pour l'intervalle 3h00-5h00 (2h sur 24h). Pendant les jours du weekend, aucune différence significative n'a été relevée entre les deux sites. En revanche, les valeurs de la DCO_T présentent une différence significative durant les jours de la semaine entre les deux sites pour les intervalles 3h00-5h00, 13h00-15h00 et 15h00-17h00 (6h sur 24h). Pour les jours du weekend, les valeurs de la DCO_T présentent une différence significative entre les deux sites pour les intervalles 3h00-5h00, 5h00-7h00 et 7h00-9h00 (6h sur 24h).

En conclusion, pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh, la DBO_5 et la DCO_T présentent une variabilité temporelle entre jours du weekend et jours de semaine. Les concentrations médianes en DBO_5 sont comparables mais les DCO_T sont plus élevées sur le site d'Al Ghadir que sur celui de Jounieh.

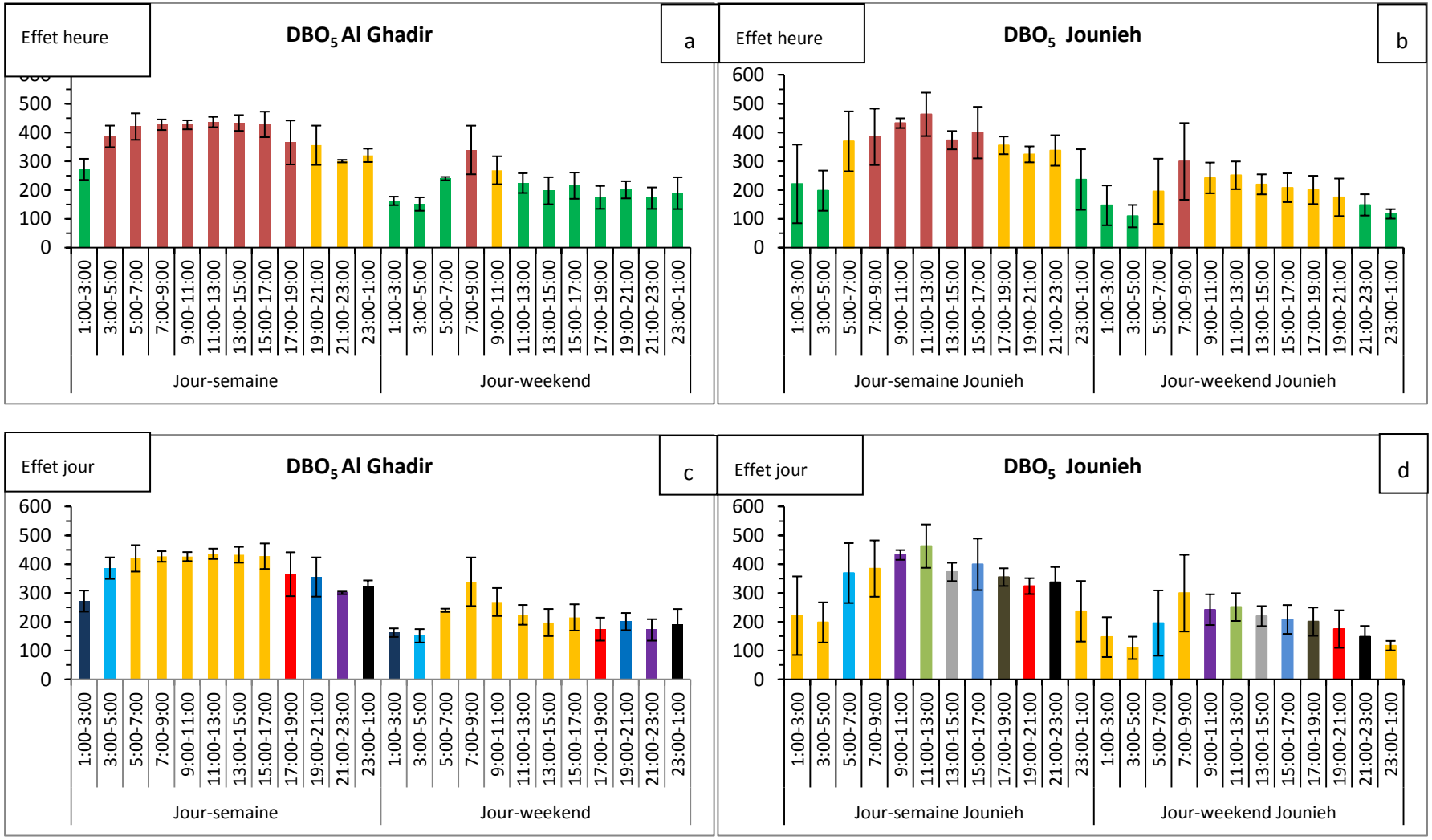


Figure 75. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la DBO_5. (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

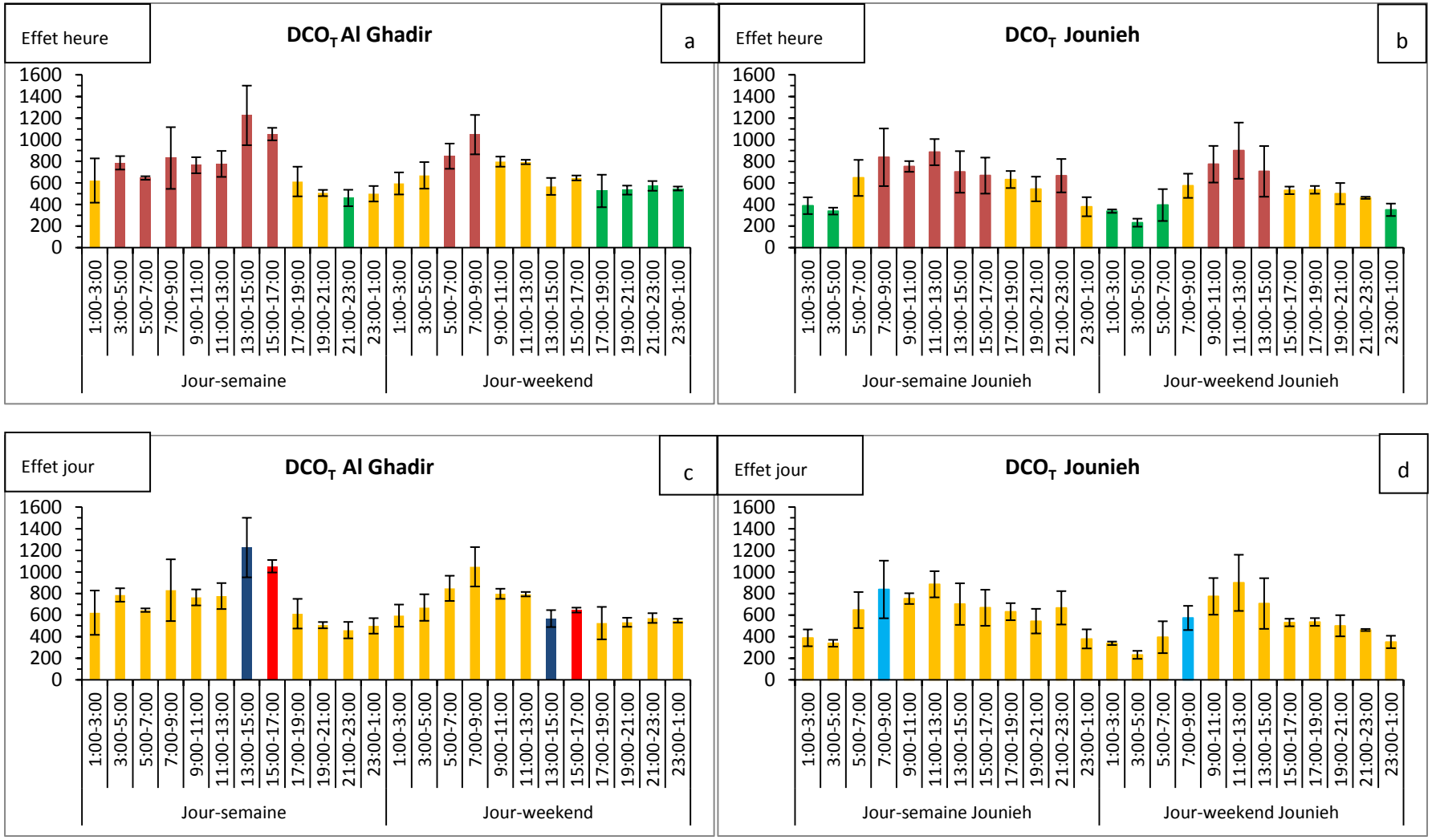


Figure. 76 Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour la DCO_T (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

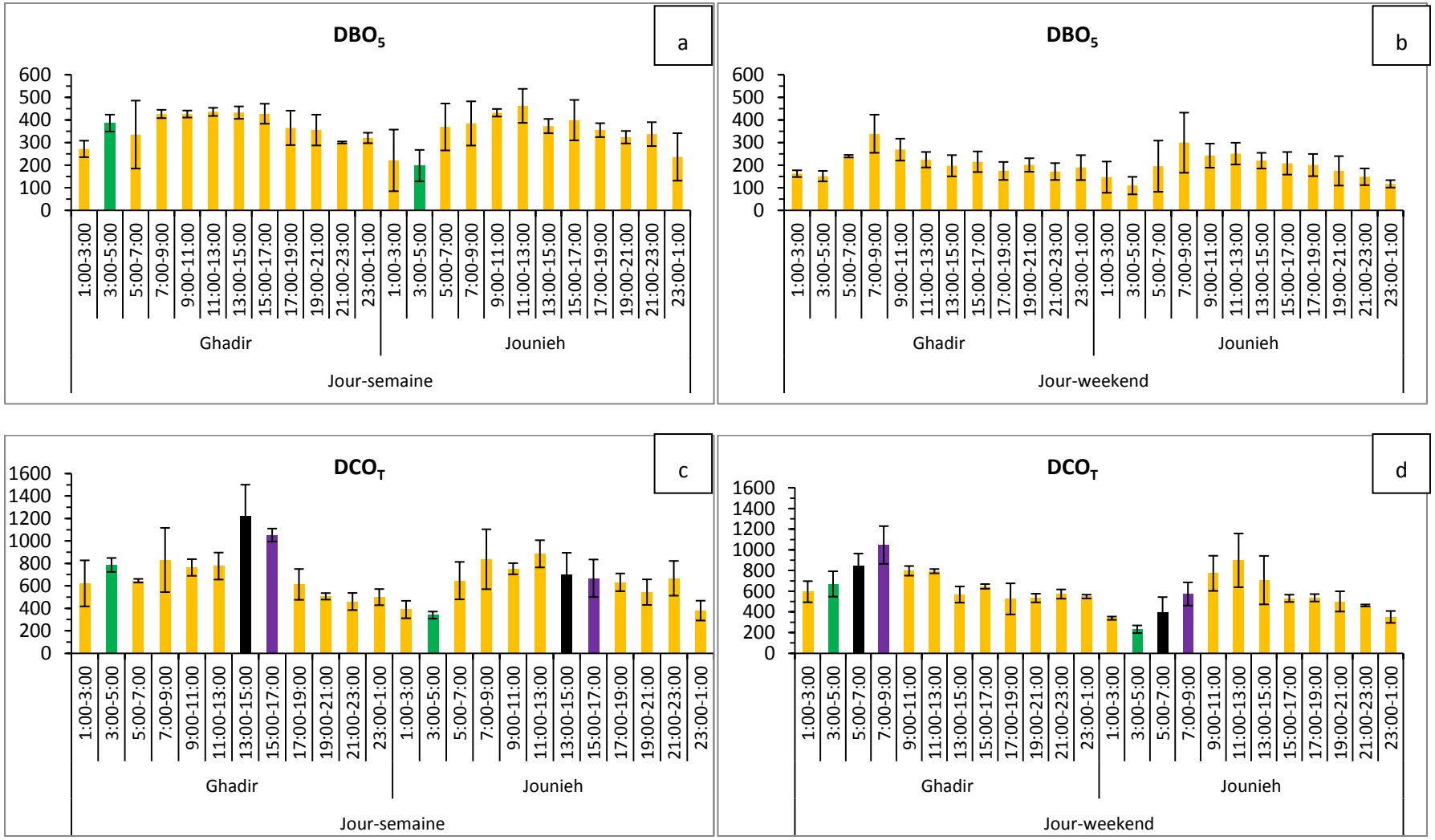


Figure 77. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis des de la DBO_5 et la DCO_T (en mgO_2/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur (à Al Ghadir) et son correspondant (à Jounieh) représente une différence significative.

III.1.2.4 DCO_T/DBO_5 et DCO_D

La Figure 78 illustre l'évaluation de la biodégradabilité (rapport DCO_T/DBO_5) et la variation de la DCO_D en fonction du temps pour les 168 échantillons prélevés sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh. Ce pollutogramme laisse apparaitre une situation contrastée sur les des deux sites concernant le rapport DCO_T/DBO_5 et la DCO_D entre les heures, d'une part, et les jours de la semaine et du weekend, d'autre part. Cependant, pour le rapport DCO_T/DBO_5, les résultats d'Al Ghadir et de Jounieh sont différents lorsque l'on compare les jours de la semaine et les jours du weekend. A l'échelle de la semaine, les valeurs du DCO_T/DBO_5 dans les deux sites durant les jours de la semaine ne sont pas statistiquement comparables Cela est probablement lié aux rejets industriels.

Pour la DCO_D, les valeurs d'Al Ghadir sont statistiquement comparables entre les jours de la semaine et les jours du weekend. Cependant, pour le site de Jounieh, les valeurs obtenues ne sont pas statistiquement comparables entre les jours de la semaine et les jours du weekend. Sans doute, les activités industrielles jouent un rôle principal dans cette variation, surtout la fraction dissoute de la DCO. La comparaison entre les deux sites durant les jours de la semaine et les jours du weekend sont statistiquement comparables.

Le rapport DCO/DBO permet de qualifier la biodégradabilité d'un effluent :

- DCO/DBO < 2 : effluent facilement biodégradable ;
- 2 < DCO/DBO < 4 : effluent moyennement biodégradable ;
- DCO/DBO > 4 : effluent difficilement biodégradable.

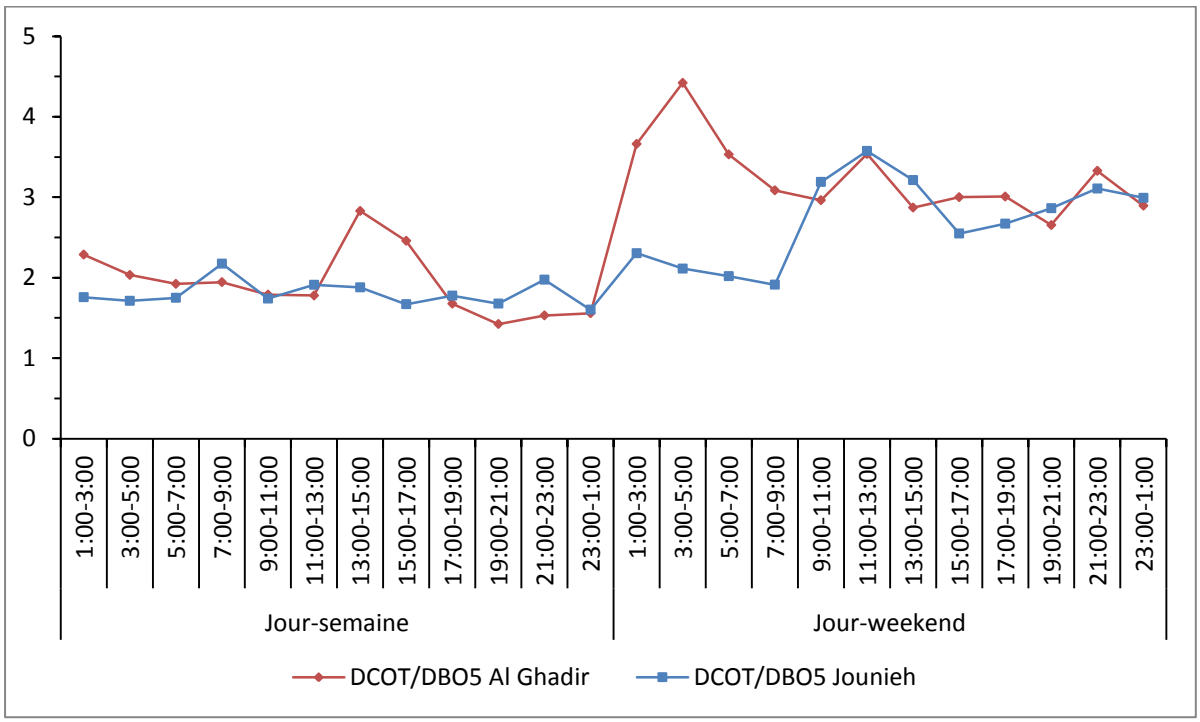
Contrairement à ce qui était attendu durant les jours de la semaine sur le site d'Al Ghadir, les effluents sont de nature plus biodégradable que durant les jours du weekend. Il est difficile d'expliquer cela. Normalement, les industries fonctionnent durant les jours de la semaine seulement, mais ce n'est pas le cas sur le site d'Al Ghadir. Après une visite sur le terrain plusieurs fois durant les jours de weekend, les garages, les abattoirs, les grandes usines (Gandour : usine de produits alimentaires ; Lecico : usine d'appareils sanitaires et de carrelages céramiques) et la restauration fonctionnent normalement. Ceci contribue à rendre les effluents durant le weekend moins biodégradable.

Pour le site de Jounieh, durant les jours de la semaine, les effluents sont de nature biodégradable. Pour les jours du weekend entre 9h00-15h00 et 21h00-1h00 les effluents sont moyennement biodégradable. Pour le site d'Al Ghadir des écarts entre 2 et 3 fois ont été mesurés entre les valeurs minimales et maximales du rapport DCO_T/DBO_5 et de la DCO_D durant les jours de la semaine et des écarts entre 1,3 et 1,7 fois durant les jours du weekend. Les effluents industriels sont dilués par les eaux usées urbaines durant les jours de la semaine plus que les jours de weekend ce qui rend les effluents moins biodégradable (le déplacement d'une partie des gens vers leurs villages durant le weekend et les jours de congés diminue la production des eaux domestiques). Pour le site de Jounieh durant les jours de la semaine, des écarts de variation entre 1,3 et 2 fois ont été mesurés entre les valeurs minimales et maximales du rapport DCO_T/DBO_5 et de la DCO_D. De plus, des écarts de 2 à 4 fois ont été mesurés respectivement pour la DCO_D et le rapport DCO_T/DBO_5 durant les jours du weekend.

Une dispersion importante est observée pour le rapport DCO_T/DBO_5 sur le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine, l'écart interquartile est de 32 %. Une dispersion moins importante apparait durant les jours du weekend marquée par un écart interquartile de 17 %. Sur Jounieh, une tendance contraire est observée : dispersion modérée durant les jours de la semaine (écart interquartile de 10 %) et dispersion importante pour les jours du weekend (écart interquartile de 32 %).

Pour la DCO_D, une dispersion modérée est observée sur le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine et les jours du weekend avec des écarts interquartiles de 16 et 20 %, respectivement.

Tandis que, pour le site de Jounieh, une dispersion plus importante est observée durant les jours de la semaine et les jours du weekend marqués par des écarts interquartiles de 33 et 65%, respectivement.



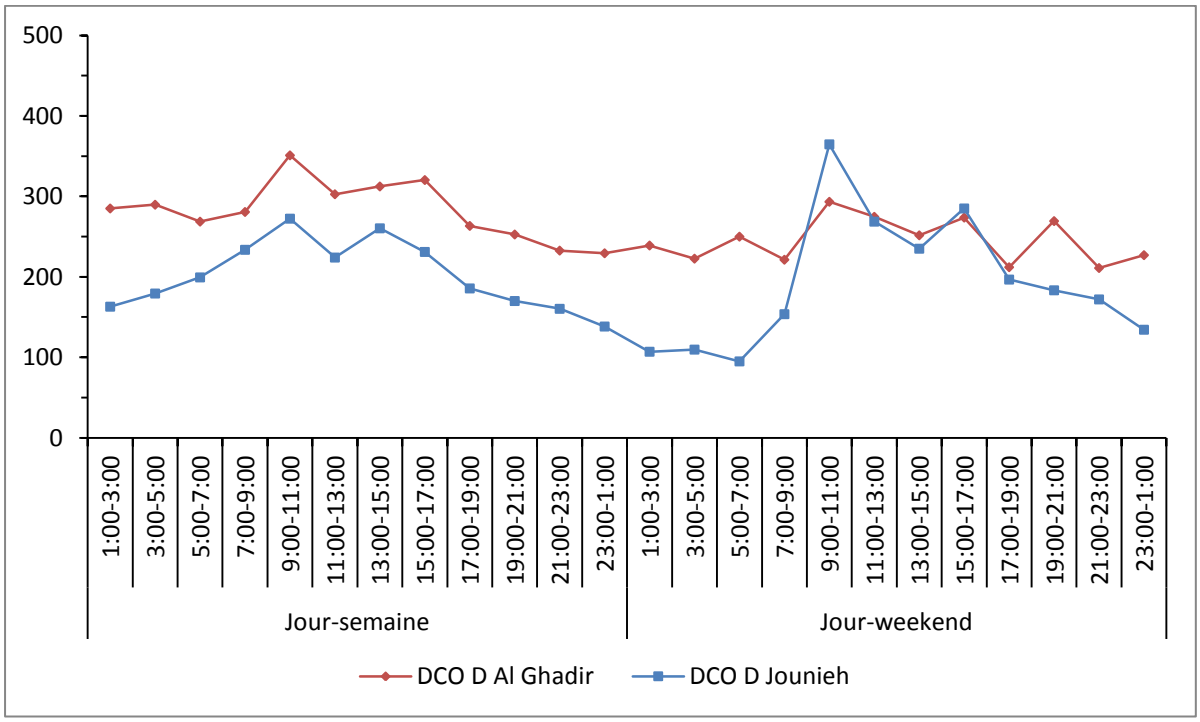


Figure 78. Pollutogramme de la biodégradabilité et de la DCO_D pour Al Ghadir et Jounieh.

La Figure 79 illustre les variations intra-journalières et journalières au cours d'une semaine de la DCO_T/DBO_5 et la DCO_D des eaux usées pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh. Pour le site d'Al Ghadir, les résultats du rapport DCO_T/DBO_5 durant les jours de la semaine sont significativement différents pour l'intervalle 13h00-17h00 et l'intervalle 17h00-1h00. Durant le weekend, il n'y a pas de différence significative entre les heures (Figure 79a). Pour le site de Jounieh, une différence

significative entre les heures apparait seulement durant les jours du weekend. En comparant les jours de la semaine et le weekend pour le rapport DCO_T/DBO_5 à Jounieh, une différence significative a été démontrée pour les intervalles 9h00-11h00, 19h00-21h00 et 23h00-1h00.

Pour la DCO_D au site d'Al Ghadir, les valeurs obtenues durant les jours de la semaine et les jours du weekend ne montrent pas de différence significative. Pour le site de Jounieh, une différence significative entre les heures des jours de la semaine a été observée précisément pour l'intervalle 1h00-5h00 et 13h00-15h00 avec la tranche 23h00-1h00. Tandis que, pour le weekend, les valeurs de la DCO_D montrent une différence significative pour la tranche horaire 23h00-7h00 et la tranche 9h00-13h00 et l'intervalle 15h00-17h00. En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend à Jounieh, on ne trouve pas de différence significative.

La Figure 80 synthétise les résultats de la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour le rapport DCO_T/DBO_5 et la DCO_D pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Une différence significative est observée pour la DCO_D durant les jours de la semaine entre les deux sites et pour les intervalles 3h00-5h00, 13h00-15h00 et 15h00-17h00 (6h sur 24h). Pendant les jours du weekend, une différence significative est observée entre les deux sites pour les intervalles 1h00-3h00 et 5h00-7h00. Cependant, les valeurs du rapport DCO_T/DBO_5 ne présentent pas de différence significative durant les jours de la semaine et les jours du weekend.

On peut conclure que pour la biodégradabilité les effluents produits durant les jours de weekend sont moins biodégradable pour les deux sites. Pour la DCO_D, le comportement du site d'Al Ghadir diffère de celui du site Jounieh. Pour le site d'Al Ghadir la pollution en DCO_D, est continue durant les sept jours de la semaine ; il n'y a pas de différence significative entre le weekend et les jours de la semaine. *A contrario,* la DCO_D présente une différence significative entre semaine et weekend à Jounieh avec des valeurs plus élevées durant le weekend.

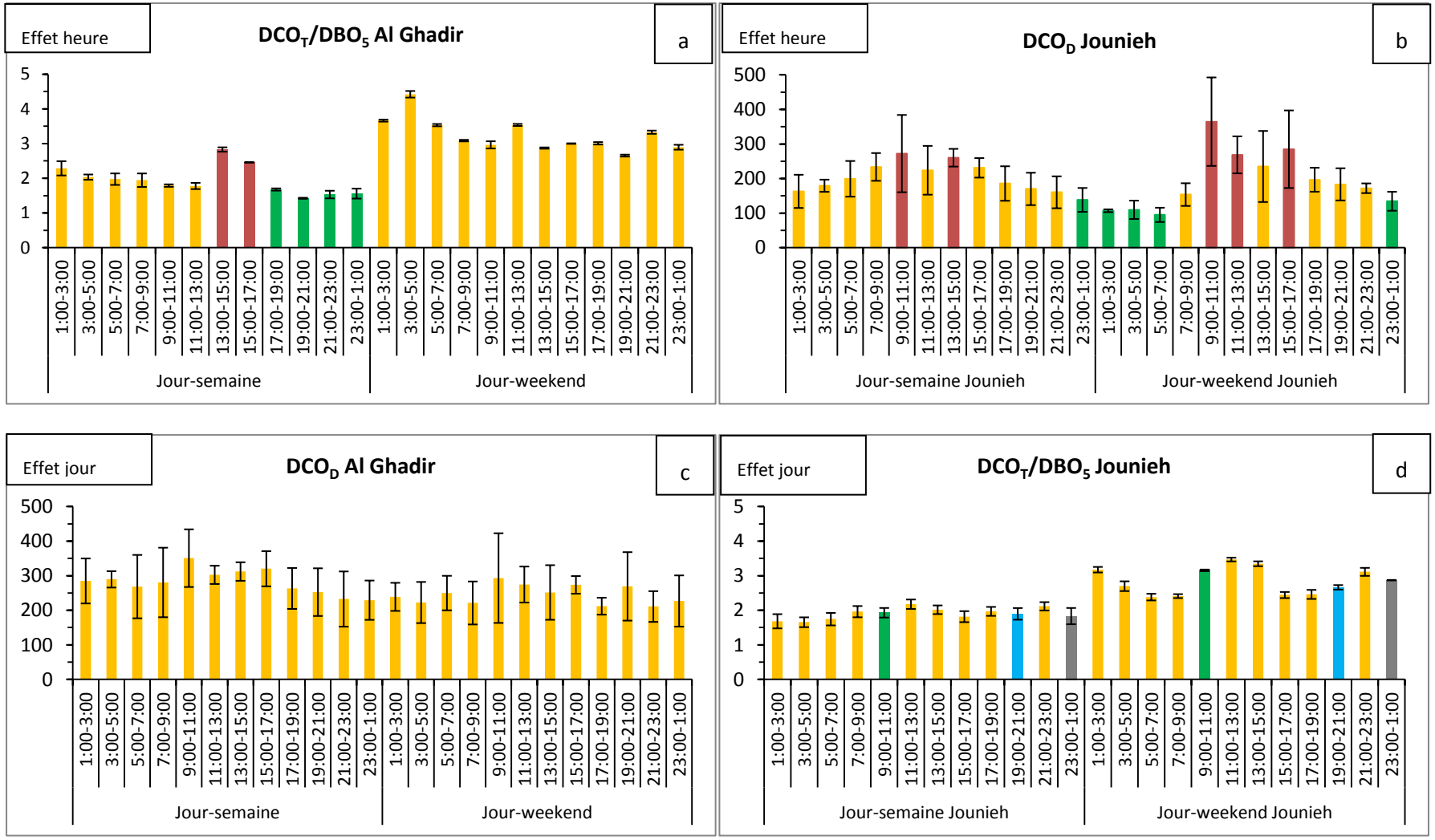


Figure 79. Comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour le rapport de la biodégradabilité DCO_T/DBO_5 et la DCO_D (en mgO_2/L). Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative.

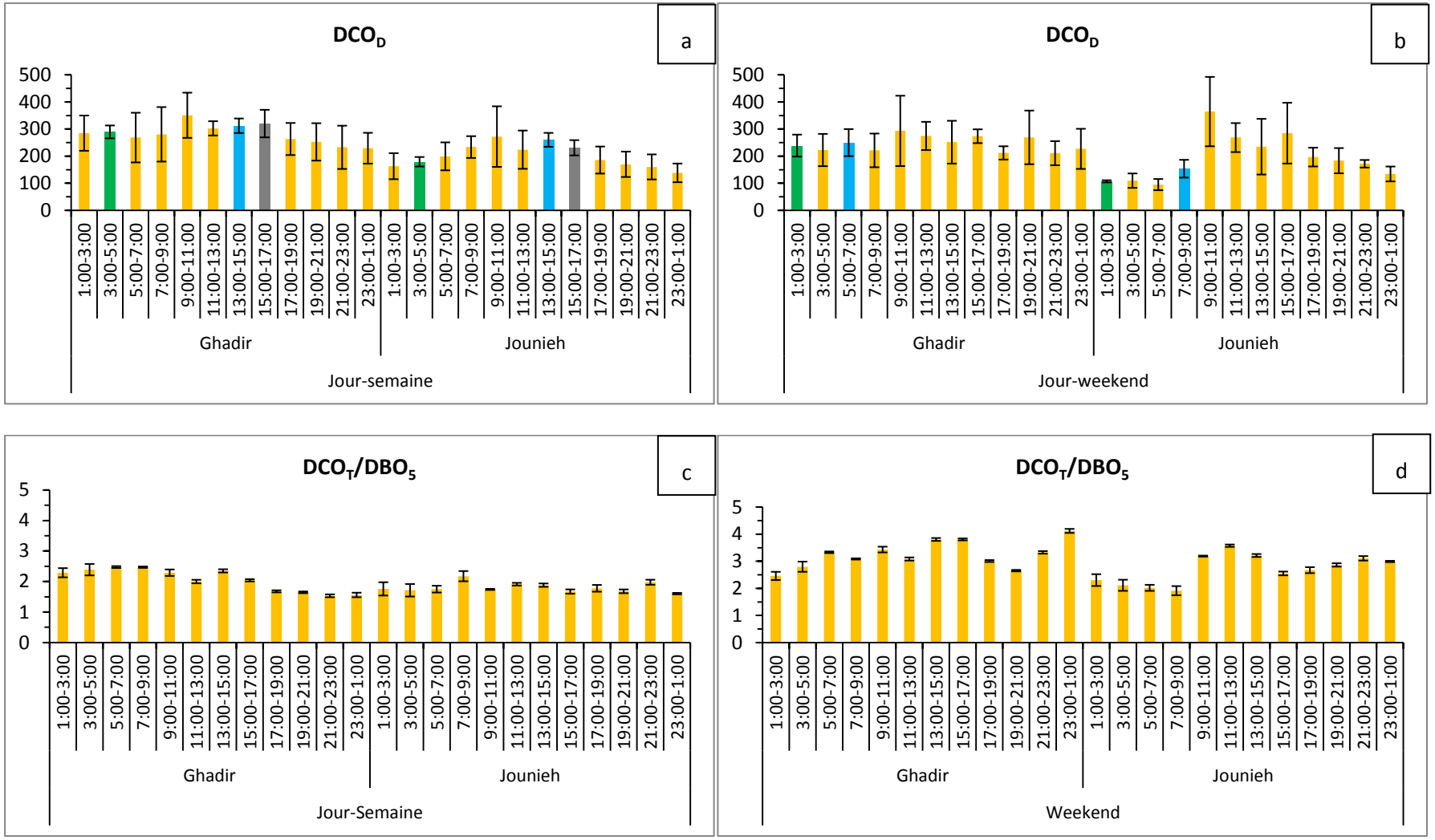


Figure 80. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure vis-à-vis de la biodégradabilité et la DCO_D (en mgO_2/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative.

III.1.3 Principales conclusions sur les paramètres globaux des eaux usées au Liban

La caractérisation des eaux usées de temps sec aux exutoires des bassins versants au Liban a permis de mettre en évidence plusieurs informations de premier plan en vue d'améliorer leur traitement :

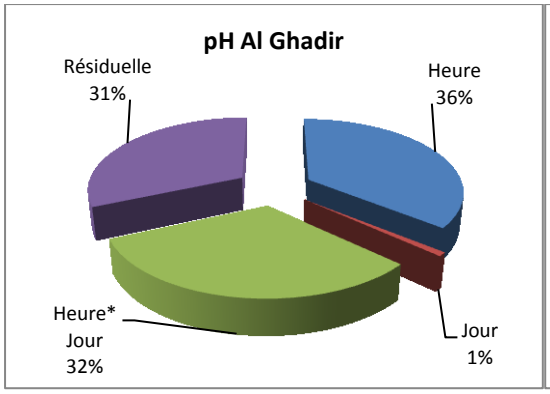
- Les effluents de temps sec aux exutoires des 4 bassins versants possèdent des pH et des concentrations en nitrates qui diffèrent significativement entre le site Fleuve Beyrouth et les sites d'Al Ghadir, Antelias et Jounieh ;
- Les concentrations en chlorure et sodium présentent une différence significative entre le site d'Al Ghadir avec les sites de Jounieh et d'Antelias. Pour les sulfates, cette différence est significative entre le site d'Al Ghadir avec les sites de Jounieh et Fleuve Beyrouth. Les phosphates présentent une différence significative entre le site de Jounieh avec tous les autres sites (qui présentent des valeurs non détectables en phosphate), cela est dû aux activités industrielles du bassin versant et surtout la présence des industries des produits des lessives et des détergents (Henkel situé à Zouk Mosbeh ; SAN householding and cosmetics situé à Jounieh).
- Les concentrations en DBO_5 et DCO_T sont généralement comparables entre les sites d'Al Ghadir et Jounieh, d'une part qui présentent les valeurs les plus élevées, et Antelias et Fleuve Beyrouth d'autre part.
- Les particules des effluents de temps sec ont une charge moyenne qui diffère entre le site d'Antelias et les sites d'Al Ghadir et Jounieh.
- La taille des particules montre une différence significative entre le site de Jounieh et d'Antelias.

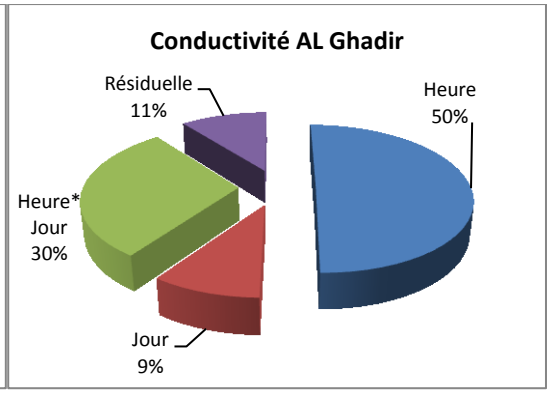
La comparaison des deux bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh (Figure 81) pour le suivi en continu durant les jours de la semaine et du weekend a permis de mettre en évidence :

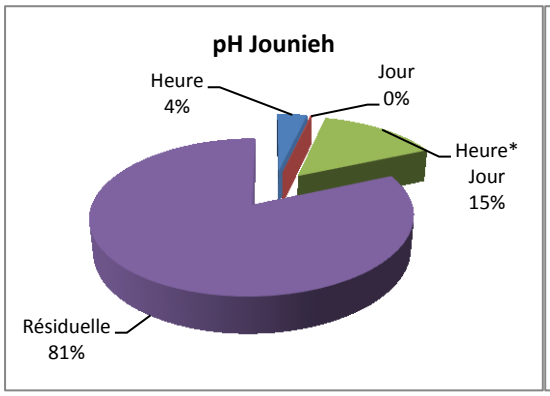
- La contribution de l'effet "heure" dans la variation de pH et la conductivité sur le site d'Al Ghadir diminuent de 32 et 24 % jusqu'à 4 et 26 % respectivement sur le site de Jounieh (% de différence au niveau des heures de la même journée). La conductivité, dépend aussi de l'effet heure. Ce dernier est respectivement de 50 et 26 % pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh
- La DCO_T et la DBO_5 sont généralement comparables pour les deux sites. La DCO_T, dépend de l'effet heure de 66 et 80 % pour les sites de Jounieh et d'Al Ghadir respectivement. Tandis que, la DBO_5 dépend de l'effet jours de 37 et 39 % pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh.
- La biodégradabilité et la DCO_D sont globalement comparables entre les deux sites. La biodégradabilité, dépend de l'effet jour de 32 et de 39 % pour les sites de Jounieh et d'Al Ghadir. Tandis que, la DCO_D dépend de l'effet heure de 42 et 52% pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh.
- Les MES et MVS sont aussi comparables entre les deux sites. Elles dépendent de l'effet heure. La MES dépend de 51 et 74 % pour les sites de Jounieh et d'Al Ghadir. La MVS dépend de 43 et 81 % pour les sites de Jounieh et d'Al Ghadir.

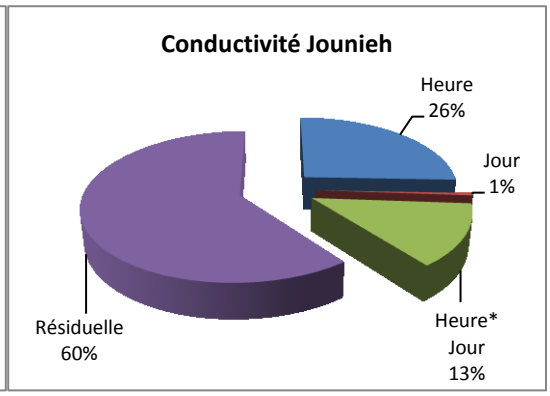
Les paramètres qui dépendent de l'heure, c'est-à-dire qu'ils changent significativement durant les heures de la journée sont : le pH, la conductivité, la DCO totale et dissoute, la MES et la MSV pour les bassins versants d'Al Ghadir et Jounieh.

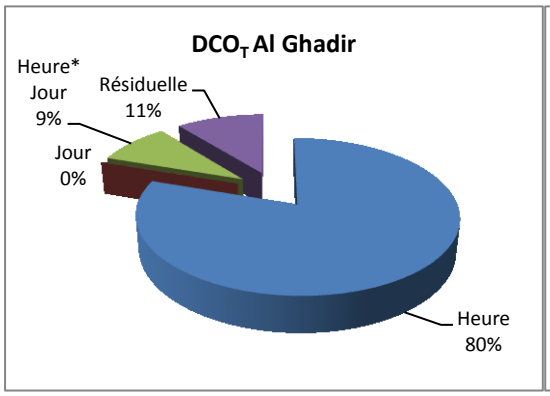
Les paramètres qui varient entre jours de la semaine et le weekend sont : la BDO_5 et la biodégradabilité (DCO_T/DBO_5) pour les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh.

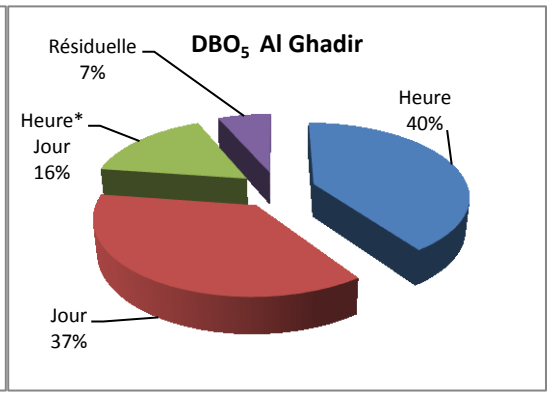

pH Al Ghadir
Résiduelle 31%
Heure 36%
Heure* Jour 32%
Jour 1%

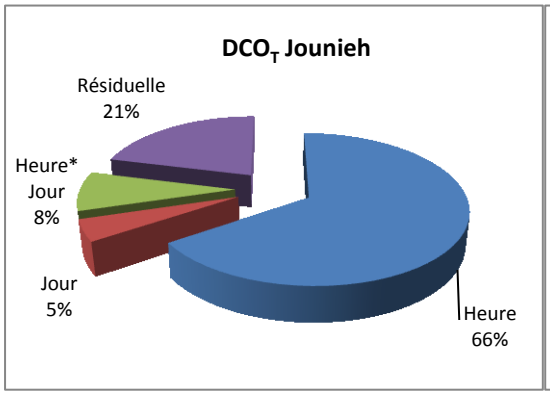

Conductivité AL Ghadir
Résiduelle 11%
Heure 50%
Heure* Jour 30%
Jour 9%

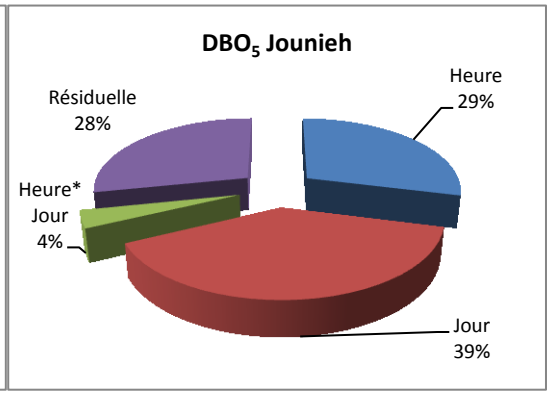

pH Jounieh
Heure 4%
Jour 0%
Heure* Jour 15%
Résiduelle 81%


Conductivité Jounieh
Heure 26%
Jour 1%
Résiduelle 60%
Heure* Jour 13%


DCO$_T$ Al Ghadir
Heure* Jour 9%
Résiduelle 11%
Jour 0%
Heure 80%


DBO$_5$ Al Ghadir
Résiduelle 7%
Heure 40%
Heure* Jour 16%
Jour 37%


DCO$_T$ Jounieh
Résiduelle 21%
Heure* Jour 8%
Jour 5%
Heure 66%


DBO$_5$ Jounieh
Résiduelle 28%
Heure 29%
Heure* Jour 4%
Jour 39%

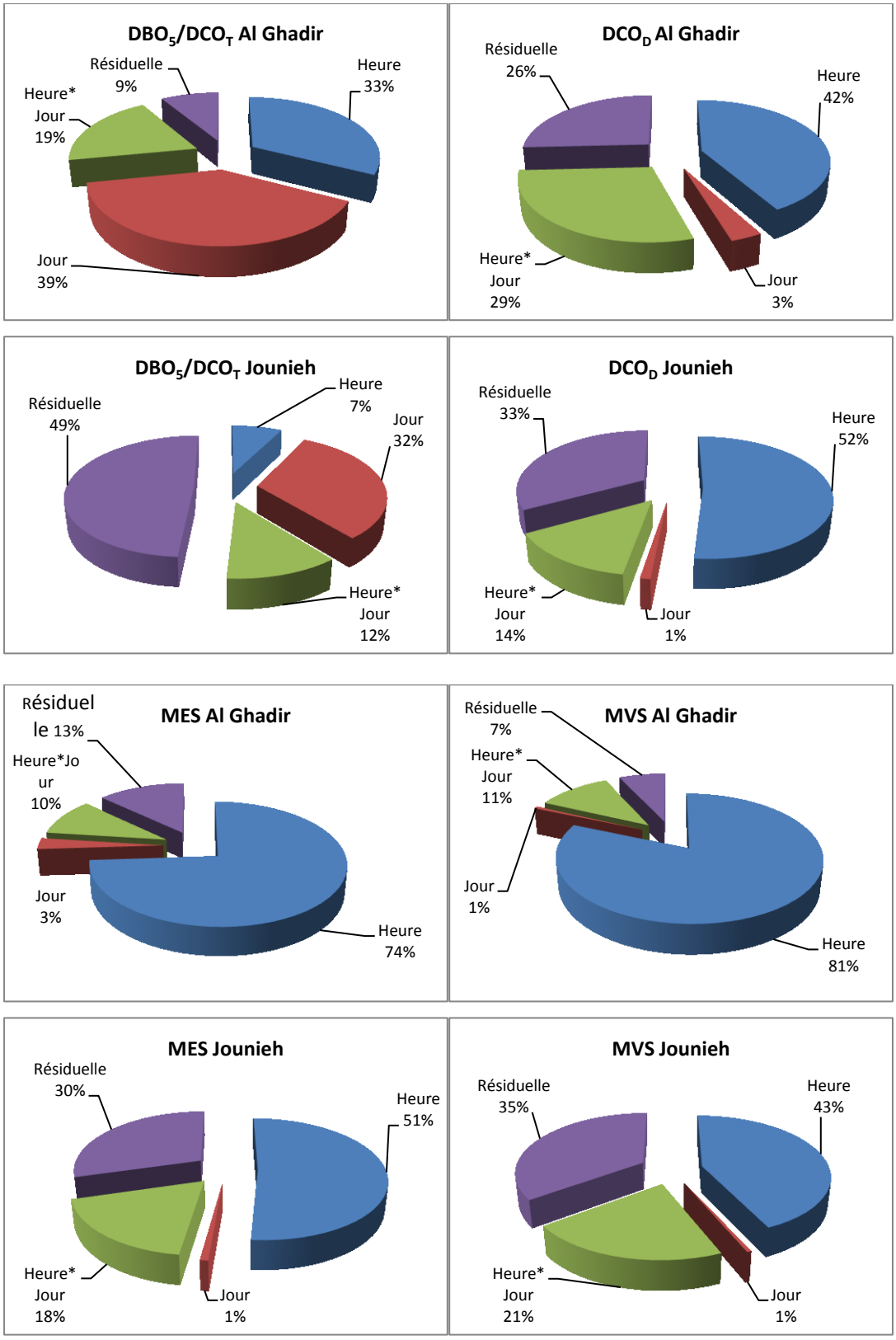


Figure 81. Récapitulatifs des résultats obtenus pour le suivi en continu et détermination de l'effet « heure » ou « jour ».

III.2 Paramètres globaux en France

Cette partie synthétise les résultats pour les paramètres globaux obtenus sur différents sites de l'agglomération parisienne :

- dans les eaux usées des émissaires (CAA, SAN, SAR) de la STEP de Seine Aval ;
- au sein de la STEP Seine Centre : avant et après les étapes de traitement primaire et secondaire (P1 : eau prétraitée ; P2 : eau décantée ; P3 : eau de rejet) ;
- l'eau en sortie de Seine Aval ;
- pour la Seine à Andrésy, Méricourt et Suresnes.

III.2.1 pH et conductivité

III.2.1.1 pH

Le Tableau 44 regroupe les résultats pour le pH. Ainsi il apparait que le pH est légèrement plus basique dans le milieu récepteur (voisin de 8) que dans les émissaires (7,7). On note que durant les étapes de traitement, le pH diminue de 7,9 jusqu'à 7,6. Par ailleurs, les valeurs obtenues par Kafi-Benyahya (2006) aux exutoires des bassins versants d'OPUR par temps sec étaient plus basiques (entre 8,18 et 8,57) que les valeurs obtenues aux émissaires (CAA, SAN, SAR). Plus généralement, il existe une faible variabilité pour les différents points de prélèvement du milieu récepteur (coefficient de variation (CV) entre 1,1 et 1,6 %), des émissaires (CV entre 1,4 et 2,3 %), du rejet (CV de 3,4 %) et des étapes de traitement (CV entre 1,1 et 3,2).

Pour appliquer le test de Kruskal-Wallis (test KW, $\alpha = 0,05$), les échantillons ont été scindés en trois groupes afin de comparer chaque groupe seul. Le premier groupe contient les résultats des émissaires (CAA, SAN, SAR), le deuxième contient les valeurs du rejet comparées aux valeurs du milieu récepteur et enfin le troisième groupe qui contient les valeurs issues de chaque étape de traitement (P1, P2 et P3). Pour le premier groupe, les distributions des valeurs de pH ne sont pas statistiquement différentes entre les émissaires considérés. Pour le deuxième groupe, les distributions des valeurs de pH sont statistiquement différentes. La comparaison multiple par paires suivant la procédure de Dunn où test bilatéral montre une différence significative entre le rejet ponctuel (SAV) et le milieu récepteur à Suresnes et Méricourt. Pour le troisième groupe, il n'y a pas une différence significative entre les étapes de traitement P1, P2 et P3.

Tableau 44. pH pour les différents types d'eau suivis en France

	Milieu récepteur			Émissaires (SAV)			Sortie STEP (SAV)		STEP SEC		
	Andrésy	Méricourt	Suresnes	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3
26-02-13	7.95	8.15	8.25								
19-03-13	7.75	7.95	8.10								
26-03-13				7.95	7.90	7.90	7.65				
09-04-13	7.90	8.10	8.15	7.75	7.70	7.80	7.10				
14-05-13	8.10	8.20	8.20								
22-05-13				7.80	7.65	7.70	7.15				
17-06-13									7.50	7.50	7.60
18-06-13	7.80	8.00	8.00	7.60	7.40	7.60			8.10	7.70	7.80
19-06-13									7.90	7.55	7.60
Médiane	7.90	8.10	8.15	7.77	7.67	7.75	7.15		7.90	7.55	7.60
Moyenne	7.90	8.08	8.14	7.77	7.66	7.75	7.30		7.83	7.58	7.66
Écart-type (n-1)	0.13	0.10	0.09	0.144	0.206	0.129	0.304		0.30	0.104	0.11
CV (%)	1	1	1	1.6	2.3	1.4	03.4		3.2	1.1	1

III.2.2 Conductivité

Le Tableau 45 synthétise les résultats pour la conductivité. Les valeurs médianes de la conductivité ont été évaluées à :

- pour les émissaires : 929 µS/cm (CAA), 762 µS/cm (SAN) et 827 µS/cm (SAR) ;
- en entrée du traitement primaire (SEC) : 978 µS/cm (P1);
- pour le rejet ponctuel (SAV): 722 µS/cm ;
- pour le milieu récepteur : 526 µS/cm (Andrésy), 487 µS/cm (Méricourt) et 460 µS/cm (Suresnes).

La conductivité est plus élevée dans les émissaires que dans le milieu récepteur. Par ailleurs, les valeurs obtenues par Kafi-Benyahya (2006) aux exutoires des bassins versants d'OPUR (Marais : 1003 µS/cm ; Sébastopol : 1265 µS/cm ; Quais : 1051 µS/cm ; Clichy centre : 1121 µS/cm ; Coteaux aval : 1150 µS/cm ; Clichy aval : 1120 µS/cm) par temps sec sont plus élevées que les valeurs obtenues dans cette étude aux émissaires (CAA, SAN, SAR).

En termes de variabilité temporelle, le milieu récepteur présente des valeurs relativement homogènes (CV inférieurs à 10 %) alors que les sites sur lesquels des eaux usées ont été prélevées sont beaucoup plus hétérogènes. Les CV sont supérieurs à 20 % et atteignent plus de 60 % pour le rejet ponctuel de la STEP de Seine Aval. De plus, les distributions des valeurs de conductivité sont statistiquement différentes entre les émissaires considérés ; ceci pourrait être relié à la présence de sources de pollution différentes sur chaque bassin versant. Toutefois, il est difficile d'aller plus avant dans l'interprétation de ces données. En effet la gestion des flux des eaux usées par le SIAAP ne permet plus d'attribuer avec certitude les eaux dans les émissaires à des bassins versants clairement définis.

Tableau 45. Conductivité (en µS/cm) pour les différents types d'eau suivis en France

Conductivité	Émissaires (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP SEC			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									535	487	494
19-03-13									486	481	448
26-03-13	1201	1250	1198	1083							
09-04-13	984	956	928	790					598	594	480
14-05-13									477	477	441
22-05-13	656	505	665	655							
17-06-13						427					
18-06-13	874	568	727			979			526	555	460
19-06-13						978					
Minimum	656	505	66			427			477	477	441
Maximum	1201	1250	1198	1083		979			598	594	494
Médiane	929	762	827	722		978			526	487	460
Moyenne	929	820	879	632		795			524	519	465
Écart-type	226,98	349	240	458		318			48	52	22
CV (%)	21	37	24	63		33			8	9	4

III.2.3 MES-COD

III.2.3.1 MES

Le Tableau 46 compile les résultats des MES. Les valeurs médianes MES ont été évaluées à :

- pour les émissaires : 210 mg/L (CAA), 273 mg/L (SAN) et 204 mg/L (SAR) ;
- pour le rejet ponctuel (SAV): 4 mg/L ; pour le rejet moyen : 21,5 mg/L ;
- au sein de la STEP Seine Centre : en entrée de traitement primaire 345 mg/L (P1) et en sortie de ce même traitement 24 mg/L (P2) ;
- pour le milieu récepteur : 13 mg/L (Andrésy), 11 mg/L (Méricourt) et 16 mg/L (Suresnes).

Les concentrations relevées dans les émissaires sont semblables à celles de Bergé (2012) et Geara (2012) : 240 ± 46 mg/L et 208 ± 69 mg/L, respectivement, sur l'ensemble des émissaires de Seine Aval. Ces valeurs sont également du même ordre de grandeur que les concentrations rapportées par Kafi-Benyahia (2006) sur différents bassins versants de la Ville de Paris par temps sec (site valeur médiane) : Marais 218 mg/L ; Sébastopol 170 mg/L ; Quais 188 mg/L ; Clichy centre 189 mg/L ; Coteaux aval 214 mg/L et Clichy aval 208 mg/L. Elles sont toutefois inférieures aux résultats obtenus par Bergé (2012) pour des rejets domestiques stricts en tête de réseau (site valeur médiane) : Antony 394 mg/L ; Sceaux 504 mg/L ; Malakoff 2293 mg/L; Fontenay-aux-Roses 488 mg/L et Chatenay-Malabry 350 mg/L.

Malgré une variabilité temporelle significative (CV de l'ordre de 35 %), les concentrations observées sur la période d'investigation sont relativement homogènes d'un site à l'autre pour les trois sites du milieu récepteur soulignant une faible variabilité spatiale malgré leur location. Pour les émissaires, d'un site à l'autre, des tendances différentes sont observées. En effet, pour l'émissaire SAR, une très faible variabilité temporelle est observée (CV < 20 %), cette variabilité est plus importante pour SAN (33 %) alors qu'elle est remarquablement élevée pour CAA avec un coefficient de variation de près de 80 %. A l'exception de ce dernier émissaire, pour lequel la variabilité temporelle était nettement plus faible (CV de 40 %), les mêmes tendances avaient été mises en évidence par Bergé (2012) et Geara (2012) pour les deux autres émissaires. Enfin, le suivi des rejets de la STEP de Seine Aval met en évidence une forte variabilité temporelle tant pour le rejet ponctuel que pour le rejet moyen.

Tableau 46. MES (en mg/L) pour les différents types d'eau suivis en France

MES mg/L	Émissaires (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP SEC			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									13	16	13
19-03-13									17	16	16
26-03-13	156	227	235	< 2	13						
09-04-13	264	334	186	13	20				6	7	4
14-05-13									18	9	22
22-05-13	75	124	142	7	23						
17-06-13						345	24				
18-06-13	719	319	222		96	249	31		9	11	17
19-06-13						352	23				
Minimum	75	124	142		13	249	23		6	7	4
Maximum	719	334	235	13	96	352	31		18	16	22
Médiane	210	273	204	4	21,50	345	24		13	11	16
Moyenne	303,50	251	196,25	5,25	38	315,33	26		12,60	11,80	14,40
Écart-type	287,62	96,98	41,68	6,02	38,89	57,55	4,36		5,13	4,09	6,66
CV (%)	82	33	18	99	89	15	14		36	31	41

La station de Seine Centre est la première usine du SIAAP à utiliser la technique d'épuration par biofiltration sur cultures fixées précédée par une décantation lamellaire physico-chimique. En termes d'abattement, un abattement de 93 % entre P1 et P2 (pas de valeur pour P3 disponible) a été obtenu sur nos trois campagnes calculé suivant l'équation ci-dessous (valeur médiane). Ce

rendement est plus élevé que celui obtenu par Bergé (2012) sur le même site : 86,7 % (médiane pour 6 campagnes). Notre abattement est équivalent à celui obtenu par le SIAAP en 2012 (98 %) à l'échelle de la STEP, c'est-à-dire entre les points P1 et P3.

$$Abattement_{polluant} = 100 \times \frac{[EB] - [ED]}{[EB]}$$

[EB] : MES en entrée du traitement primaire (P1)
[ED] : MES en sortie de traitement primaire (P2)

III.2.3.2 COD

Le Tableau 47 regroupe les résultats pour le carbone organique dissous (COD). Les valeurs médianes en COD montrent les niveaux suivants :

- pour les émissaires : 29 mgC/L (CAA), 27 mgC/L (SAN) et 26 mgC/L (SAR) ;
- pour le rejet ponctuel (SAV): 11 mgC/L ;
- au sein de la STEP Seine Centre : en entrée de traitement primaire 28 mgC/L (P1);
- pour le milieu récepteur : 3,6 mgC/L (Andrésy), 3,2 mgC/L (Méricourt) et 3,0 mgC/L (Suresnes).

Les niveaux du COD dans les rejets traités de cinq stations d'épuration (Seine Aval, Seine Centre, Les Seine Grésillons, Seine Amont, Marne Aval) du SIAAP (Matar, 2012), lors d'un suivi mensuel en 2011, montrent des valeurs similaires à ceux de nos campagnes pour la station SAV :

- janv. 2011 : 13,5 mgC/L ;
- févr. 2011 : 16,3 mgC/L ;
- mars 2011 : 11, 3 mgC/L ;
- avril 2011 : 17,1 mgC/L ;
- mai 2011 : 8,6 mgC/L ;
- juin 2011 : 10 mgC/L ;
- nov. 2011 : 12,8 mgC/L.

Par ailleurs, pour les émissaires de Seine Aval, nos résultats présentent des valeurs du même niveau que ceux observés par Geara (2012) pour SAN et SAR et plus faibles pour CAA : 58 mgC/L. Ces sites présentent des variabilités très fortes à l'instar du rejet de Seine Aval.

En ce qui concerne le milieu récepteur, Matar (2012) pour Andrésy lors d'un suivi annuel avait observé des niveaux dans la gamme 2,5 – 4,2 mgC/L, c'est-à-dire équivalant au nôtre. Matar (2012) a montré que le site d'Andrésy est fortement impacté par l'urbanisation (aval de la STEP Seine-Aval et des autres STEP de l'agglomération). Il présente ainsi des concentrations plus élevées en COD (3,2 mgC/L en moyenne) que des sites en amont de l'agglomération parisienne (COD de 2 mgC/L en moyenne). Dans notre cas, nous constatons également un gradient de concentration de l'amont vers l'aval : de Suresnes à Andrésy, soulignant l'impact de Seine Aval sur les niveaux observés.

Tableau 47. COD (en mgC/L) pour les différents types d'eau suivis en France

COD mg C/L	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									3,50	2,31	1,94
19-03-13									4,00	4,00	2,98
26-03-13	45	46	41	12							
09-04-13	34	32	29	14					3,60	2,61	2,16
14-05-13									3,60	3,20	3,00
22-05-13	19	11	16	9,50							
17-06-13						11					

COD mg C/L	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)	STEP (SEC)	Milieu récepteur		
18-06-13	24	22	23		28	5,00	3,90	3,10
19-06-13					29			
Minimum	19	11	16	9,50	11	3,50	2,31	1,94
Maximum	45	46	41	14	29	5,00	4,00	3,10
Médiane	29	27	26	10,8	28	3,60	3,20	2,98
Moyenne	30,5	27,7	27,2	8,9	22,7	3,94	3,20	2,64
Écart-type	11,5	14,9	10,6	6,2	10,1	0,62	0,75	0,54
CV (%)	33	46	34	60	36	14	21	18

III.2.3.3 DBO_5

Le Tableau 48 présente les résultats pour la DBO_5. Les valeurs médianes ont été évaluées à :

- pour les émissaires : 209 (CAA), 178 (SAN) et 141 (SAR) mgO_2/L ;
- en entrée du traitement primaire (SEC) : 145 mgO_2/L (P1) et avant rejet 6 mgO_2/L (P3) ;
- pour le rejet ponctuel de SAV: 7 mgO_2/L et pour le rejet moyen : 19 mgO_2/L ;
- pour le milieu récepteur : 3,7 mgO_2/L (Andrésy), 2,5 mgO_2/L (Méricourt) et 2,8 mgO_2/L (Suresnes).

Bergé (2012) et Geara (2012) ont obtenu des valeurs similaires aux nôtres pour les émissaires de Seine Aval : CAA (192 ± 50 mgO_2/L), SAN (150 ± 35 mgO_2/L) et SAR (178 ± 50 mgO_2/L). Ces résultats sont également comparables aux valeurs obtenues par Kafi-Benyahia (2006) par temps sec sur des bassins versants de la ville de Paris (valeur médiane) : Marais 156 ; Sébastopol 183 ; Quais 185 ; Clichy centre 191 ; Coteaux aval 158 et Clichy aval 190 mgO_2/L. De même, ces résultats sont dans la gamme de concentrations rapportées Bergé (2012) pour des rejets domestiques en tête de réseau (valeur médiane) : Antony 180 ; Sceaux 270 ; Malakoff 290 ; Fontenay-aux-Roses 250 et Chatenay-Malabry 190 mg O_2/L. Cependant, ces valeurs sont inférieures à celles mesurées sur une zone industrielle stricte (Bergé, 2012) pour laquelle une valeur médiane de 475 mgO_2/L a été rapportée.

Les valeurs en entrée de Seine Centre sont significativement plus faibles que celles obtenues par Geara (2012) : 227 mgO_2/L et Bergé (2012) : 234 mgO_2/L. Cependant, les concentrations de Bergé (2012) se situaient dans la fourchette haute des chroniques de l'année 2011. *A contrario*, les travaux de Gilbert (2012), réalisés entre 2008 et 2011 rapportent des concentrations similaires à nos campagnes pour la DBO5 (174 mg O2/L). En termes d'abattement, un rendement de 97 % a été déterminé (valeur médiane) entre P1 et P3. Ce rendement est plus élevé que celui obtenu par Bergé en 2012 à la station Seine Centre, valeur médiane 92 %. Mais il est équivalent à celui obtenu par le SIAAP en 2012 (97 %).

Les niveaux en DBO_5 dans les rejets traités de cinq stations d'épuration du SIAAP (Matar, 2012), lors d'un suivi mensuel en 2011, montrent des valeurs fluctuantes au cours de l'année :

- janv. 2011 : 15 mg O2/L ;
- févr. 2011 : 32 mg O2/L ;
- mars 2011 : 32 mg O2/L ;
- avril 2011 : 19 mg O2/L ;
- mai 2011 : 13 mg O2/L ;
- juin 2011 : 12 mg O2/L ;
- nov. 2011 : 9 mg O2/L.

Nos valeurs se situent plutôt dans la fourchette basse des résultats.

Tableau 48. DBO_5 (en mgO2/L) pour les différents types d'eau suivis en France

DBO_5 (mg O_2/L)	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									5,70	2,60	3,50
19-03-13									3,70	2,50	2,80
26-03-13	194	224	209	7	12						
09-04-13	225	255	176	21	25				4,60	3,00	3,60
14-05-13									1,60	1,20	1,10
22-05-13	73	62	98	5	13						
17-06-13						133		6,00			
18-06-13	295	133	106		53	145		4,50	2,40	1,10	1,50
19-06-13						210		6,20			
Minimum	73	62	98	5	12	133		4,50	1,60	1,10	1,10
Maximum	295	255	209	21	53	210		6,20	5,70	3,00	3,60
Médiane	209,50	178,50	141,00	7,00	19,00	145,00		6,00	3,70	2,50	2,80
Moyenne	196,75	168,50	147,25	11,00	25,75	162,67		5,57	3,60	2,08	2,50
Écart-type	92,69	87,87	54,06	8,72	19,10	41,43		0,93	1,65	0,87	1,15
CV (%)	41	45	32	65	64	21		14	41	37	41

III.2.3.4 DCO_T

Le Tableau 49 compile les résultats pour la DCO_T. Les valeurs médianes ont été évaluées à :

- pour les émissaires : 531 (CAA), 431 (SAN) et 363 (SAR) mgO_2/L ;
- au sein de la STEP Seine Centre : 420 mgO_2/L (P1), 93 mgO_2/L (P2) et 24 mgO_2/L (P3) ;
- pour les rejets ponctuel et moyen de SAV: environ 67 mgO_2/L ;
- pour le milieu récepteur : 16 mgO_2/L (Andrésy), 13 mgO_2/L (Méricourt) et 12 mgO_2/L (Suresnes).

A l'instar de ce qui a été relevé pour la DBO_5 précédemment, Bergé (2012) et Geara (2012) ont obtenu des valeurs du même ordre de grandeur pour les émissaires de Seine Aval : CAA (705 ± 201 mgO_2/L), SAN (455 ± 178 mgO_2/L) et SAR (498 ± 86 mgO_2/L).

Ces résultats sont également comparables aux valeurs obtenues par Kafi-Benyahia (2006) par temps sec sur des bassins versants de la ville de Paris (valeur médiane) : Marais 535 ; Sébastopol 353 ; Quais 388 ; Clichy centre 402 ; Coteaux aval 427 et Clichy aval 403 mgO_2/L. Cependant, ces résultats sont significativement inférieurs aux concentrations rapportées Bergé (2012) pour des rejets domestiques en tête de réseau (valeur médiane) : Antony 753 ; Sceaux 1064 ; Malakoff 1082 ; Fontenay-aux-Roses 611 et Chatenay-Malabry 497 mg O_2/L. Nos valeurs sont aussi inférieures à celles mesurées sur une zone industrielle stricte (Bergé, 2012) pour laquelle une valeur médiane de 979 mgO_2/L a été rapportée.

Les valeurs en entrée de Seine Centre sont significativement plus faibles que celles obtenues par Geara (2012) : 479 mgO_2/L et Bergé (2012) : 495 mgO_2/L. Cependant, les concentrations de Bergé (2012) se situaient dans la fourchette haute des chroniques de l'année 2011. *A contrario*, les travaux de Gilbert (2012), réalisés entre 2008 et 2011 rapportent des concentrations similaires à nos campagnes pour la DCO (422 mgO_2/L). En termes d'abattement, un rendement de 95 % a été déterminé (valeur médiane) entre P1 et P3. Ce rendement est plus élevé que celui obtenu par Bergé en 2012 à la station Seine Centre, valeur médiane 92 %. Mais il est équivalent à celui obtenu par le SIAAP en 2012 (95 %). Pour l'abattement de la station SAV, un rendement de 84 % a été estimé

entre les entrées (émissaires) et le rejet. Ce rendement est légèrement inférieur à celui obtenu par le SIAAP sur l'année 2012 (88 %).

Les niveaux en DCO dans les rejets traités de cinq stations d'épuration du SIAAP (Matar, 2012), lors d'un suivi mensuel en 2011, montrent des valeurs fluctuantes au cours de l'année :

- janv. 2011 : 97 mgO_2/L ;
- févr. 2011 : 109 mgO_2/L ;
- mars 2011 : 98 mgO_2/L ;
- avril 2011 : 119 mgO_2/L ;
- mai 2011 : 50 mgO_2/L ;
- juin 2011 : 45 mgO_2/L ;
- nov. 2011 : 42 mgO_2/L.

Nos valeurs se situent plutôt dans la fourchette intermédiaire des résultats. De plus, les valeurs de la DCO_T obtenues pour le rejet de la station Seine Centre sont comparables avec les valeurs rapportées par Matar (2012) sur le même site en janvier 2011 : 31 mgO_2/L et février 2011 : 24 mg O_2/L.

Tableau 49. DCO_T (en mgO2/L) pour les différents types d'eau suivis en France

DCO_T mgO_2/L	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									16	7,50	7,00
19-03-13									16	14	17
26-03-13	437	489	491	67	55						
09-04-13	626	644	395	66	80				16	13	8,2
14-05-13									14	11	12
22-05-13	146	112	202	37	45						
17-06-13						382	87	24			
18-06-13	910	374	331		179	420	104	21	18	13	12
19-06-13						537	93	26			
Minimum	146	112	202	37	45	382	87	21	14	7,5	7,0
Maximum	910	644	491	67	179	537	104	26	18	14	17
Médiane	532	432	363	66,0	67,5	420	93	24	16	13	12
Moyenne	529,8	404,8	354,8	56,7	89,8	446,3	94,7	23,7	16	11,7	11,2
Écart-type	321	224	121	17,0	61,3	80,8	8,62	2,52	1,41	2,59	3,92
CV (%)	53	48	30	25	59	15	7	9	8	20	31

III.2.3.5 Rapport de la biodégradabilité DCO_T/DBO_5

Le Tableau 50 fournit les résultats du rapport DCO_T/DBO_5 calculés pour l'ensemble des sites français. Ce rapport pour les émissaires : 2,5 (CAA), 2,3 (SAN) et 2,3 (SAR) souligne le caractère biodégradable de ces effluents. Ces valeurs semblent comparables (exception faite du Marais) aux valeurs obtenues par Kafi-Benyahia (2006) : Marais 3,4 ; Sébastopol 1,9 ; Quais 2 ; Clichy centre 2,1 ; Coteaux aval 2,7 et Clichy aval 2,12. Toutefois, les effluents domestiques stricts suivis par Bergé (2012) fournissent des valeurs supérieurs : Antony 4,2 ; Sceaux 3,9 ; Malakoff 3,7 ; Fontenay-aux-Roses 3,9 et Chatenay-Malabry 2,6. Par contre, les résultats obtenus pour une zone industrielle (Bergé, 2012) sont comparables à ceux des émissaires : valeur médiane 2,1.

Au sein de la STEP Seine Centre : en entrée du traitement primaire (P1), avec un rapport à 2,9, les effluents restent biodégradables alors qu'en sortie de traitement secondaire(P3), les eaux traitées deviennent moins biodégradables avec le rapport qui atteint 4,3. Les effluent en sortie de Seine Aval

présentent les mêmes caractéristiques que les eaux en sortie de Seine Centre : le rejet ponctuel offre un rapport de 6,7 alors celui du rejet moyen est de 3,66. Lors de son suivi des rejets des cinq principales STEP de l'agglomération parisienne, Matar (2012) a obtenu des résultats similaires sur la biodégradabilité des eaux traitées ; les valeurs du rapport s'échelonnaient entre 3,1 (mars 2011) et 6,4 (janvier 2011) confirmant une biodégradabilité moyenne de ces eaux.

Les valeurs de ce rapport DCO_T/DBO_5 (supérieures à 5,35 en moyenne) pour les sites du milieu récepteur soulignent également un faible caractère biodégradable des eaux de surface.

Tableau 50. Valeurs du rapport DCO_T/DBO_5 pour les différents types d'eau suivis en France

DCO_T /DBO_5	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									2.81	2.88	2.00
19-03-13									4.32	5.60	6.07
26-03-13	2.25	2.18	2.35	9.57	4.58						
09-04-13	2.78	2.53	2.24	3.14	3.20				3.48	4.33	2.28
14-05-13									8.75	9.17	10.91
22-05-13	2.00	1.81	2.06	7.40	3.46						
17-06-13						2.87		4.00			
18-06-13	3.08	2.81	3.12		3.38	2.90		4.67	7.50	11.82	8.00
19-06-13						2.56		4.19			
Minimum	2.00	1.81	2.06	3.14	3.20	2.56		4.00	2.81	2.88	2.00
Maximum	3.08	2.81	3.12	9.57	4.58	2.90		4.67	8.75	11.82	10.91
Médiane	2.52	2.35	2.30	7.40	3.42	2.87		4.19	4.32	5.60	6.07
Moyenne	2.53	2.33	2.44	6.70	3.66	2.78		4.29	5.37	6.76	5.85
Écart-type	0.49	0.43	0.47	3.27	0.63	0.19		0.34	2.61	3.66	3.80
CV (%)	17	16	17	40	15	6		7	43	48	58

III.2.3.6 NTK

Le Tableau 51 regroupe les résultats pour NTK. Les concentrations observées sont :

- pour les émissaires : 55 mgN/L (CAA), 41 mgN/L (SAN) et 40 mgN/L (SAR). Ces valeurs sont identiques à celles rapportées par Bergé (2012) et Geara (2012). Les concentrations des émissaires restent comparables à celles de Kafi-Benyahia (2006) aux exutoires de différents bassins versants : Marais 29 ; Sébastopol 36 ; Quais 37 ; Clichy centre 38 ; Coteaux aval 40 et Clichy aval 36 mgN/L. Bergé (2012) pour des eaux domestiques strictes observe des valeurs significativement plus élevées : Antony 106,8 ; Sceaux 111 ; Malakoff 119,3 ; Fontenay-aux-Roses 109,4 et Chatenay-Malabry 150,9 mgN/L alors que des effluents échantillonnés à l'exutoire d'une zone industrielle sont du même ordre de grandeur que ceux de nos émissaires : 57,8 mgN/L.
- au sein de la STEP Seine Centre : 47,5 mgN/L (P1), 21,8 mgN/L (P2) et 4 mgN/L (P3). Comme pour les émissaires, nos valeurs sont en accord avec celles de Bergé (2012) et Geara (2012).
- pour les rejets ponctuel et moyen de SAV: 6,7 et 10,9 et mgN/L, respectivement ;
- au sein de la STEP Seine Centre : en entrée de traitement primaire 28 mgN/L (P1);
- pour le milieu récepteur : 1,6 mgN/L (Andrésy), 1,3 mgN/L (Méricourt) et 0,9 mgN/L (Suresnes).

En ce qui concerne l'abattement au sein de Seine Centre, le rendement global est de l'ordre de 89 %. Bien qu'élevé, ce rendement reste inférieur à ceux obtenus par Bergé (2012) et le SIAAP pour

cette même STEP : 96 %. En ce qui concerne Seine Aval, l'battement observé par le SIAAP en 2012 était de 85 %.

Tableau 51. NTK (en mgN/L) pour les différents types d'eau suivis en France

NTK	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									3.80	2.80	< 0,5
19-03-13									1.60	1.10	1.00
26-03-13	55.10	58.90	58.00	8.90	8.29						
09-04-13	54.50	48.70	43.70	4.70	19.96				1.60	1.30	0.70
14-05-13									1.00	0.70	0.90
22-05-13	26.40	20.50	31.10	6.70	6.54						
17-06-13						28.60	21.30	4.00			
18-06-13	58.30	32.80	37.00		13.42	47.50	30.00	1.20	2.10	1.30	1.50
19-06-13						52.70	21.80	5.50			
Minimum	26.40	20.50	31.10	4.70	6.54	28.60	21.30	1.20	1.00	0.70	0.40
Maximum	58.30	58.90	58.00	8.90	19.96	52.70	30.00	5.50	3.80	2.80	1.50
Médiane	54.80	40.75	40.35	6.70	10.86	47.50	21.80	4.00	1.60	1.30	0.90
Moyenne	48.58	40.23	42.45	6.77	12.05	42.93	24.37	3.57	2.02	1.44	0.90
Écart-type	14.88	16.98	11.57	2.10	6.03	12.68	4.89	2.18	1.07	0.80	0.41
CV (%)	27	37	24	25	43	24	16	50	47	50	40

III.2.3.7 Ptot

Le Tableau 52 synthétise les résultats pour Ptot. Les concentrations en Ptot sont :

- pour les émissaires : 6,1 (CAA), 5,1 (SAN) et 4,6 (SAR) mgP/L. Ces niveaux confirment ceux de Geara (2012). Bergé (2012) ne fournit pas de valeurs pour le Ptot.
- au sein de la STEP Seine Centre : 5,4 (P1), 0,7 mgN/L (P2) et 0,3 mgP/L (P3). Comme pour les émissaires, nos valeurs sont en accord avec celles de Geara (2012).
- pour les rejets ponctuel et moyen de SAV: 0,9 et mgP/L ;
- au sein de la STEP Seine Centre : en entrée de traitement primaire 28 mgN/L (P1);
- pour le milieu récepteur : 0,25 (Andrésy), <0,3 (Méricourt) et <0,3 mgP/L (Suresnes).

En ce qui concerne l'abattement au sein de Seine Centre, le rendement global est de l'ordre de 94 %, similaire à la valeur moyenne annuelle de 2012 du SIAAP. Pour Seine Aval, le rendement est légèrement plus faible : 84,5 % (2012).

Tableau 52. Ptot (en mgP/L) pour les différents types d'eau suivis en France

Ptot	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
Date	CAA	SAN	SAR	Rejet ponctuel	Rejet moyen	P1	P2	P3	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13									< 0,3	< 0,3	<0,3
19-03-13									< 0,3	< 0,3	<0,3
26-03-13	5.50	5.90	6.30	0.90	0.77						
09-04-13	6.70	6.60	4.90	1.50	0.95				< 0,3	< 0,3	< 0,3
14-05-13									< 0,3	< 0,3	<0,3
22-05-13	2.50	2.20	3.00	0.50	0.55						
17-06-13						3.80	0.60	0.30			

Ptot	Émissaire (SAV)			Sorties STEP (SAV)		STEP (SEC)			Milieu récepteur		
18-06-13	9.50	4.30	4.30		1.78	5.40	0.80	0.30	0.40	< 0,3	<0,3
19-06-13						6.50	0.70	0.30			
Minimum	2.50	2.20	3.00	0.50	0.55	3.80	0.60	0.30	0.20	< 0,3	
Maximum	9.50	6.60	6.30	1.50	1.78	6.50	0.80	0.30	0.40	0.00	
Médiane	6.10	5.10	4.60	0.90	0.86	5.40	0.70	0.30	0.25	0.00	
Moyenne	6.05	4.75	4.63	0.97	1.01	5.23	0.70	0.30	0.27	0.00	
Écart-type	2.90	1.95	1.37	0.50	0.54	1.36	0.10	0.00	0.08	0.00	
CV (%)	42	36	26	43	46	21	12	-	28	-	

III.2.3.8 Cations et anions dans le milieu récepteur : NH_4^+- NO_3^-- NO_2^-- PO_4^{3-}

Le Tableau 53 regroupe les résultats pour différents cations et anions : NH_4^+, NO_3^-, NO_2^- et PO_4^{3-} mesurés dans l'eau de la Seine à Andrésy, Méricourt et Suresnes. Les valeurs médianes sont ainsi :

- pour NH_4^+ : 0,66 (Andrésy), 0,24 (Méricourt) et 0,08 mgN/L (Suresnes) ;
- pour NO_3^- : 25,6 (Andrésy), 26,5 (Méricourt) et 25,7 mgN/L (Suresnes) ;
- pour NO_2^- : 0,52 (Andrésy), 0,19 (Méricourt) et 0,05 mgN/L (Suresnes) ;
- pour PO_4^{3-}: 0,23 (Andrésy), 0,16 (Méricourt) et 0,11 mgP/L (Suresnes) ;

A l'exception des nitrates (CV < 15 %), tous les ions présentent de fortes variabilités temporelles : NH_4^+ > NO_2^- > PO_4^{3-}. Andrésy est le site le plus contaminé pour tous les ions sauf pour les nitrates dont le niveau de contamination est relativement homogène. Ce niveau de contamination confirme l'impact des rejets de Seine Aval sur les niveaux relevés à Andrésy notamment pour l'ammonium et les nitrites et dans une moindre mesure les orthophosphates.

Tableau 53. Synthèse pour les anions et cations pour les différents types d'eau suivis en France

mg/L	NH_4^+			NO_3^-			NO_2^-			PO_4^{3-}		
Date	Andrésy	Méricourt	Suresnes	Andrésy	Méricourt	Suresnes	Andrésy	Méricourt	Suresnes	Andrésy	Méricourt	Suresnes
26-02-13	3.20	0.28	0.13	25.2	26.5	26.3	0.63	0.16	0.07	0.23	0.2	0.08
19-03-13	0.88	0.36	0.08	28.7	27.5	27.1	0.52	0.22	0.07	0.21	0.14	0.11
09-04-13	0.61	0.24	0.04	25.6	26.5	25.7	0.77	0.27	<0,01	0.28	0.1	0.08
14-05-13	0.17	0.09	0.04	19	19.5	18	0.43	0.19	0.05	0.15	0.16	0.12
18-06-13	0.66	0.15	0.19	26.10	26.00	25.50				0.29	0.29	0.15
Minimum	0.17	0.09	0.04	19.00	19.50	18.00	0.43	0.19	<0,01	0.15	0.10	0.08
Maximum	3.20	0.36	0.19	28.70	27.50	27.10	0.77	0.27	0.07	0.29	0.29	0.15
Médiane	0.66	0.24	0.08	25.60	26.50	25.70	0.52	0.19	0.05	0.23	0.16	0.11
Moyenne	1.10	0.22	0.10	24.92	25.20	24.52	0.47	0.17	0.04	0.23	0.18	0.11
Écart-type	1.20	0.11	0.06	3.58	3.23	3.70	0.29	0.10	0.04	0.06	0.07	0.03
CV (%)	97	43	60	13	11	13	56	54	84	22	36	24

III.2.4 Synthèse des principales conclusions sur les caractéristiques des eaux usées en France.

La caractérisation des eaux usées de temps sec des émissaires connectés à la station de Seine-Aval, des eaux usées en entrée et sortie de la station Seine-Centre et de l'eau de surface du milieu récepteur aux trois points de prélèvement fait ressortir les informations suivantes :

- Les effluents de temps sec dans les émissaires CAA, SAR et SAN sont relativement homogènes en termes de contamination pour les paramètres globaux ; l'émissaire CAA présente une forte variabilité par rapport aux autres émissaires. le suivi des rejets de la STEP de Seine-Aval met en évidence une forte variabilité temporelle tant pour le rejet ponctuel que pour le rejet moyen ;
- La station de Seine-Centre est la première usine du SIAAP à utiliser la technique d'épuration par biofiltration sur cultures fixées précédée par une décantation lamellaire physico-chimique. Nos abattements (MES : 93 % entre P1 et P2 ; DCO_T : 95 % entre P1 et P3 ; NTK : 89 % entre P1 et P3 ; P_{Total} : 94 % entre P1 et P3) sont comparables à ceux obtenus par le SIAAP en 2012 à l'échelle de la STEP ;
- Les concentrations observées pour les trois sites du milieu récepteur sur la période d'investigation sont relativement homogènes, ceci est certainement une conséquence de la période de fort débit de la Seine (581-866 m^3/s) durant nos campagnes. La variabilité spatiale s'est donc avérée limitée ;

La détermination des niveaux de contamination des eaux usées dans les émissaires parisiens, au sein d'une station d'épuration d'Île-de-France et dans la Seine en amont et aval de l'agglomération parisienne nous permet d'établir une comparaison entre le Liban et la France. Ce sera l'objet du prochain chapitre.

III.3 Comparaison des paramètres globaux entre le Liban et la France

III.3.1 pH-Conductivité

La Figure 82 illustre les valeurs de pH mesurées dans les effluents de temps sec au Liban (Al Ghadir, Jounieh et Antelias) qui sont concordantes avec celles mesurées sur les sites français (CAA, SAN et SAR). Par ailleurs, les valeurs du pH du milieu récepteur au Liban (Fleuve Beyrouth) sont plus basiques que celles mesurées en France (Andrésy, Méricourt et Suresnes) et cela est probablement dû aux rejets de l'abattoir central de Beyrouth, en l'absence de traitement des eaux évacuées, et aux rejets de Sukleen (entreprise qui collecte et traite les déchets solides) qui sont localisés à proximité de l'exutoire du Fleuve Beyrouth.

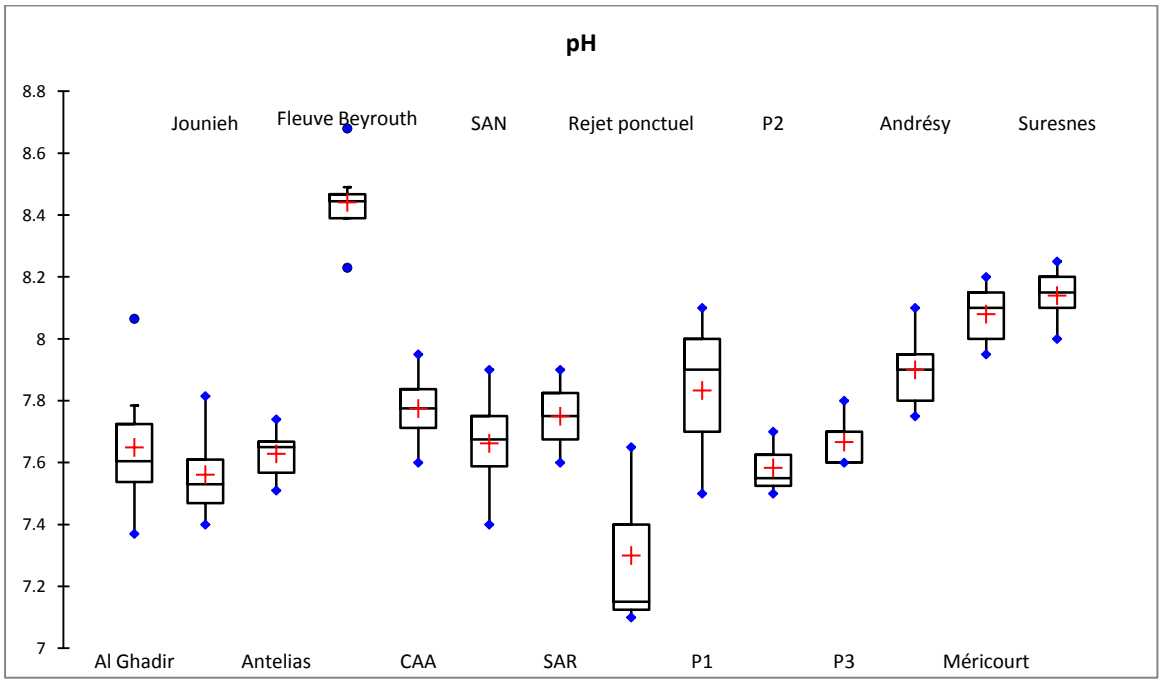


Figure 82. Comparaison du pH entre le Liban et la France pour l'ensemble des eaux.

Les valeurs de conductivité sont présentées Figure 83. La comparaison entre les émissaires libanais et français montre une variation d'un facteur de 7 entre Al Ghadir et CAA, SAN et SAR. L'analyse statistique (test KW, $\alpha = 0,05$) confirme que cette différence est significative. De plus, la valeur de la conductivité obtenue sur le site d'Al Ghadir est significativement différente de celle des rejets ponctuels et du milieu récepteur aux trois points de prélèvement en Seine. Cela est particulièrement vrai pour le site d'Al Ghadir à cause des intrusions marines.

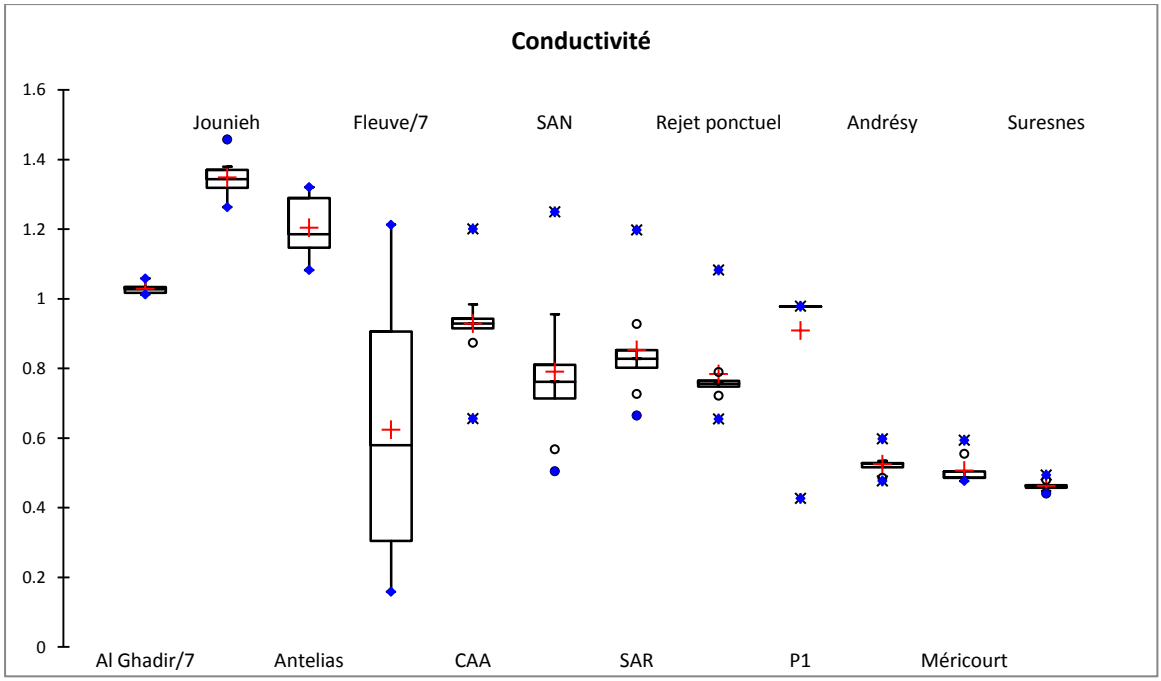


Figure 83. Comparaison de la conductivité (en mS/cm) entre le Liban et la France pour l'ensemble des eaux.

III.3.2 MES- DBO_5

La Figure 84 illustre les concentrations en MES mesurées dans les eaux usées des différents émissaires au Liban et en France ainsi que pour l'eau prétraitée de la station SEC. Les valeurs médianes ont été évaluées pour les émissaires : 540 Al Ghadir, 363 Jounieh, 196 Antelias, 216 Fleuve Beyrouth, 210 (CAA), 273 (SAN) et 204 mg/L (SAR) ; pour le prétraitement (SEC) : 345 mg/L. Le test de Kruskal-Wallis au niveau de signification α = 0,05 montre tout d'abord que les distributions des concentrations en MES proviennent de populations différentes.

Le traitement par biofiltration sur cultures fixées précédée d'une décantation lamellaire physico-chimique à Seine Centre conduit à éliminer 98 % des MES. Une simple transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des MES de : 10,8 Al Ghadir, 7,26 Jounieh, 3,92 Antelias, 4,32 mg/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane). Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval, on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 51,7 Al Ghadir, 34,77 Jounieh, 18,2 Antelias, 20,69 mg/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane).

Le traitement des eaux industrielles avant leurs rejets dans le milieu récepteur en France pourrait expliquer la différence avec les émissaires libanais. La contamination par les eaux usées brutes (sans traitement) tout le long du littoral libanais provoque une pression anthropique forte sur le milieu récepteur que représente la Mer Méditerranée.

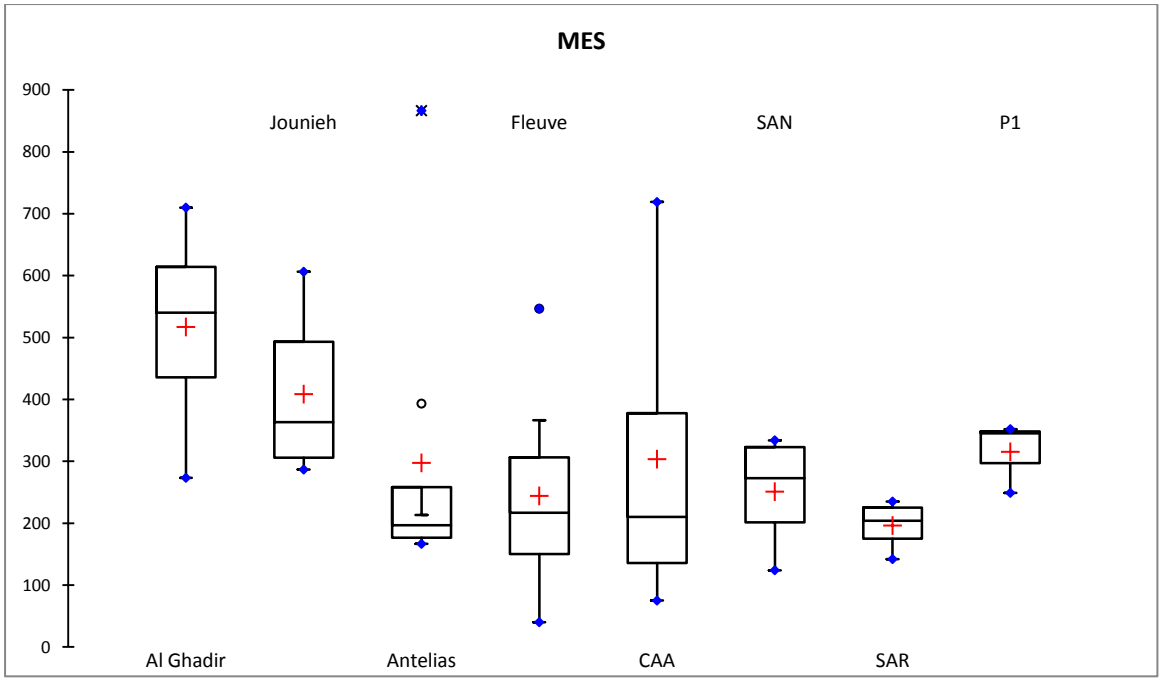


Figure 84. Comparaison de la conductivité (en µS/cm) entre le Liban et la France pour les différents émissaires.

La Figure 85 illustre les concentrations en DBO_5 mesurées dans les eaux usées des différents émissaires au Liban et en France ainsi que pour l'eau prétraitée de la station SEC. Les valeurs médianes en DBO_5 ont été évaluées pour les émissaires : 359 Al Ghadir, 351 Jounieh, 276 Antelias, 223 Fleuve Beyrouth, 209 (CAA), 178 (SAN) et 141 mgO_2/L (SAR) ; pour le prétraitement (SEC) : 145 mgO_2/L.

Le traitement par biofiltration sur cultures fixées précédée d'une décantation lamellaire physico-chimique à Seine Centre conduit à éliminer 97 % de la DBO_5. Une simple transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des DBO_5 de : 11,2 Al Ghadir, 10,9 Jounieh, 8,58 Antelias, 6,93 mgO_2/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane). Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval, on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 36,9 Al Ghadir, 36,08 Jounieh, 28,37 Antelias, 22,92 mgO_2/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane).

Comme pour les MES, de fortes disparités ont été observées entre les différents émissaires entre le Liban et la France pour la DBO_5. La présence de rejets industriels ou artisanaux mélangés aux eaux usées domestiques rend le niveau de contamination plus important surtout en absence de traitement. Cette contamination contribue à détruire la vie aquatique en Mer Méditerranée (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

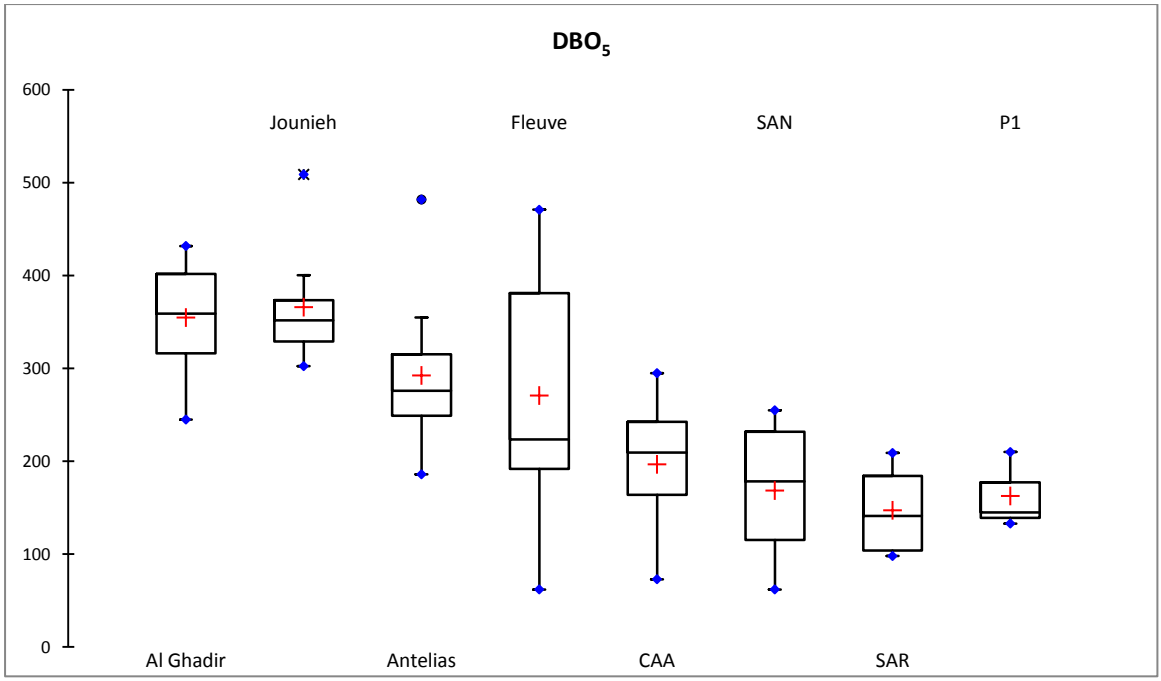


Figure 85. Comparaison de la DBO_5 (en mgO_2/L) entre le Liban et la France pour les différents émissaires.

III.3.3 DCO_T –Biodégradabilité

La Figure 86 illustre les concentrations en DCO total mesurés dans les eaux usées des différents émissaires au Liban et en France ainsi que pour l'eau prétraitée de la station SEC. Les valeurs médianes de la DCO_T ont été évaluées pour les émissaires : 610 Al Ghadir, 485 Jounieh, 550 Antelias, 467 Fleuve Beyrouth, 531 (CAA), 431 (SAN) et 363 mgO_2/L (SAR) ; pour le prétraitement (SEC) : 420 mgO_2/L. Les concentrations médianes en DCO_T sont globalement comparables entre les émissaires libanais et les émissaires CAA et SAN. Tandis que, l'émissaire SAR présente une contamination moins élevée. Cependant, les eaux usées des émissaires parisiens subissent des traitements primaire et secondaire avant leurs rejets dans la Seine.

Le traitement par biofiltration sur cultures fixées précédée d'une décantation lamellaire physico-chimique à Seine Centre conduit à éliminer 95 % de la DCO_T. Une simple transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des DCO_T de : 30,5 Al Ghadir, 24,25 Jounieh, 27,25 Antelias, 23,35 mgO_2/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane). Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval, on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 96,8 Al Ghadir, 76,96 Jounieh, 87,28 Antelias, 74,11 mgO_2/L Fleuve Beyrouth (en valeur médiane).

L'ensemble des traitements dans les stations de SEC et de SAV élimine la majorité de la DCO_T pour aboutir à des niveaux bas afin de respecter les normes de rejet dans le milieu récepteur.

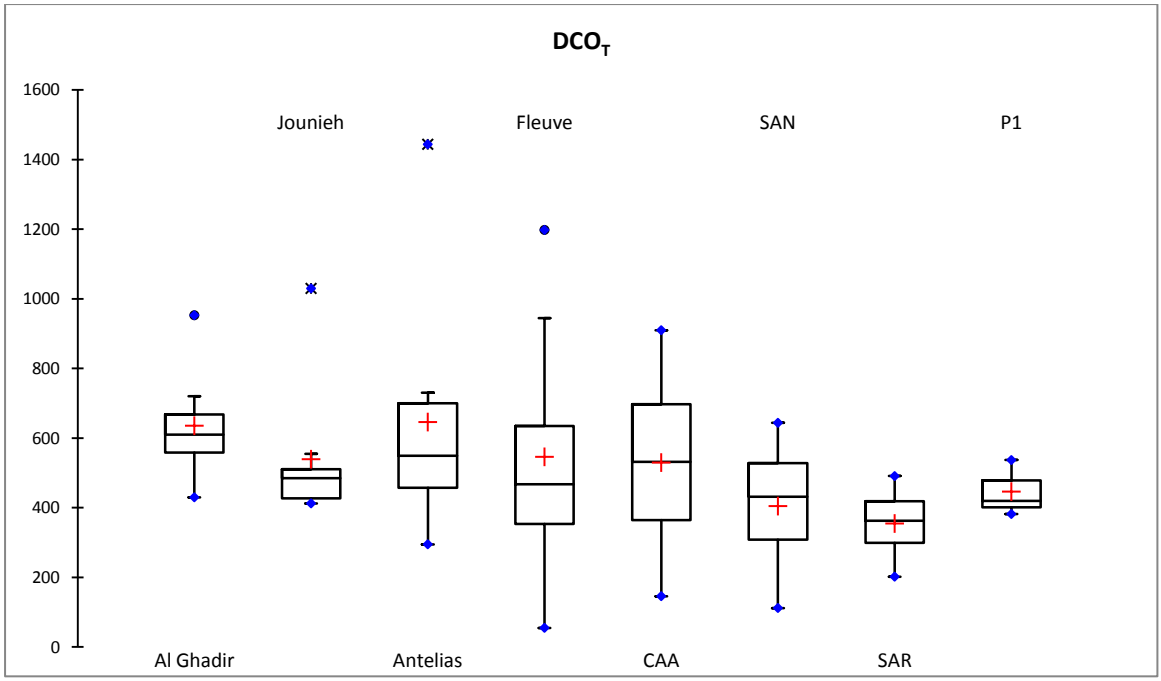


Figure 86. Comparaison de la DCO_T (en mgO_2/L) entre le Liban et la France pour les différents émissaires.

La Figure 87 illustre les valeurs du rapport DCO_T/DBO_5 mesurés dans les eaux usées des différents émissaires au Liban et en France ainsi que pour l'eau prétraitée de la station SEC. Les valeurs médianes ont été évaluées pour les émissaires : 1,7 Al Ghadir, 2,2 Jounieh, 1,96 Antelias, 1,8 Fleuve Beyrouth, 2,5 (CAA), 2,3 (SAN) et 2,3 (SAR) ; pour le prétraitement (SEC) : 2,9. L'ensemble des résultats portant sur la biodégradabilité des effluents dans les deux pays souligne leur caractère facilement à moyennement biodégradable. Bien que les eaux industrielles soient mélangées avec les eaux usées domestiques au Liban, la nature de ce mélange reste facilement biodégradable malgré l'absence de traitement de ces effluents.

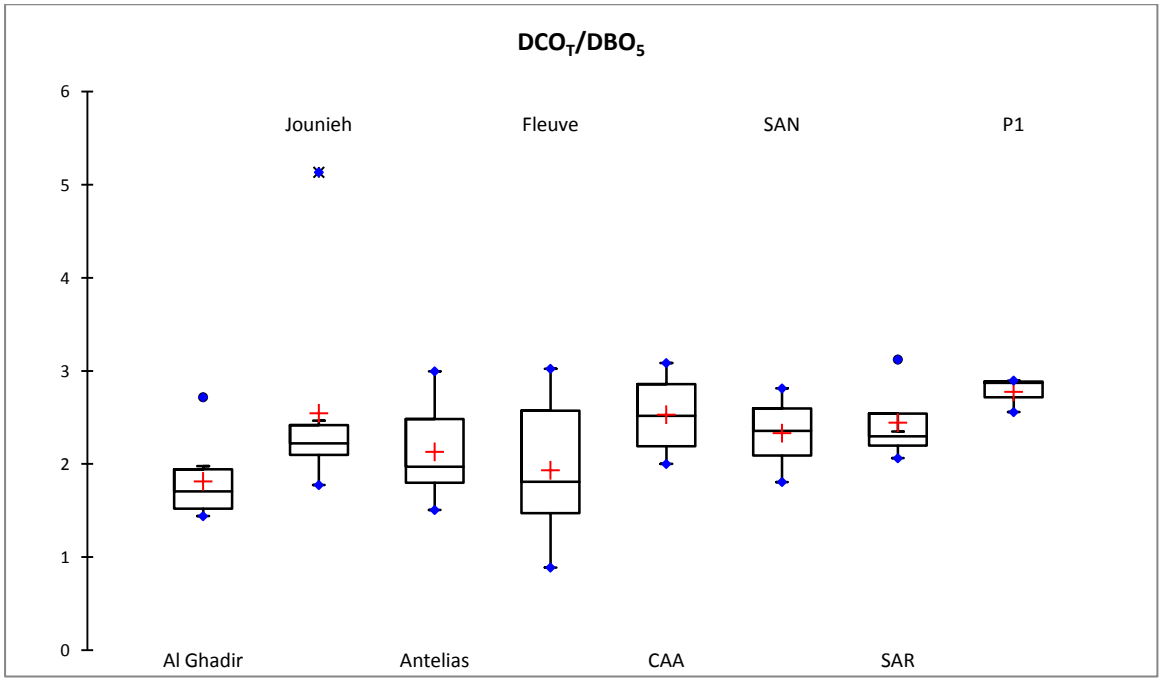


Figure 87. Comparaison de la Biodégradabilité entre le Liban et la France pour les différents émissaires.

III.3.4 Conclusion

Cette étude fournit les premières informations sur la contamination des eaux usées au Liban pour les paramètres globaux durant les 24 heures de la journée en distinguant les jours de la semaine (du lundi au jeudi) et ceux du weekend (du vendredi au samedi) pour les bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh. Cette étude a également permis de mettre en évidence les relations entre les paramètres globaux et les activités humaines présentent sur les différents bassins versants étudiés au travers de suivis ponctuels (Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth) et continus (Al Ghadir et Jounieh) au Liban.

La comparaison avec les émissaires d'Île-de-France (CAA, SAN et SAR) nous a fourni des informations sur les niveaux de contamination. Le Tableau 54 synthétise la transposition de l'abattement des STEP de SEC et de SAV aux effluents des émissaires libanais qui conduirait à des rejets présentant des concentrations qui respecte les normes libanaises et internationales.

Tableau 54. Transposition de l'abattement des STEP de Seine Centre (SEC) et Seine Aval (SAV) aux effluents des émissaires libanais

Paramètres globaux valeur médiane	**Al Ghadir**			**Jounieh**			**Norme française arrêté du 22 juin 2007. Rejet dans le milieu récepteur**	**Norme libanaise (MOE/UNDP/ECODIT, 2011)**
	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)		
MES mg/L	540	11	52	363	7	35	35	50
DBO_5 mgO_2/L	359	11	37	351	11	36	25	40
DCO_T mgO_2/L	610	31	97	485	24	77	125	150

III.4 Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sites du Liban

Cette partie de ce travail est consacrée à la répartition des éléments traces métalliques dans les eaux usées urbaine de temps sec au Liban. Les campagnes de prélèvements ont été réalisées sur les stations d'Al Ghadir et de Jounieh à l'aide d'un préleveur automatique. 168 échantillons ont été prélevés du lundi au dimanche sur chaque site (deux campagnes par site) de façon à récupérer 3 L d'eaux usées par créneau de 2 heures pour former un échantillon représentatif de l'intervalle de temps correspondant. Ainsi 12 échantillons ont été récupérés par campagne de prélèvement de 24 heures. Ainsi les concentrations en ETM totales ont été suivies ainsi que leurs teneurs dans la fraction particulaire pendant les jours de la semaine et les jours de week-end.

L'objectif principal était de mettre en évidence une éventuelle variabilité des concentrations en ETM et de suivre leur répartition entre phases dissoute et particulaire au cours du temps pour chaque jour de la semaine par temps sec. On s'intéressera plus particulièrement aux différences de comportement entre le jour et la nuit et les jours de semaines (du lundi au jeudi) et week-end (du vendredi au dimanche). Cette approche est primordiale à double titre : i) mettre en évidence les intervalles de temps au cours desquels la contribution des ETM particulaires et dissous est maximale dans le milieu récepteur et ii) prévoir l'efficacité de chaque étape du traitement (lorsque des STEP seront construites) au cours du temps pour éliminer les ETM particulaires et dissous. A titre d'exemple, une grande variabilité dans la répartition des ETM en fonction du temps pourrait conduire à recommander au décideur la construction de bassins de stockage pour minimiser les impacts de cette variabilité sur le traitement adopté. L'abattement des ETM varie selon la technique du traitement et selon la nature des eaux usées (industrielles ou domestiques seules, mélange des deux).

Des travaux antérieurs ont montré que les rendements des traitements ne sont pas les mêmes quant à l'élimination des métaux dissous et des métaux particulaires. Ainsi, Buzier et al. (2006) ont démontré que l'élimination globale des métaux totaux dans la station d'épuration de Seine Aval est de l'ordre de 75 % pour le Cr, Cu et Pb. Le traitement primaire est surtout efficace pour les métaux particulaires étant donné qu'il s'agit d'une décantation. De plus, ce traitement est le plus efficace pour l'élimination des métaux dissous parmi les autres traitements. Tandis que, les traitements secondaire et tertiaire ont une efficacité réduite sur les ETM (Oliver & Cosgrove, 1974 ; Ekster & Jenkins, 1996 ; Wang et al., 2003 ; Guibaud et al., 2003 ; Buzier et al., 2006).

Cinq métaux (Cu, Cr, Zn, Pb et Cd) ont ainsi été quantifiés dans les fractions totale, particulaire et dissoute. Notre objectif était de mesurer le niveau de contamination des eaux usées libanaise par les éléments traces métalliques.

Ça sera surtout efficace pour les métaux particulaires étant donné qu'il s'agit d'une décantation

III.4.1 Le Zinc

Les concentrations en Zinc total (Zn_T) et dissous (Zn_D) sont présentées dans la Figure 88 pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh. Cette figure montre les variations des concentrations en Zinc en fonction de la plage horaire pour les jours de la semaine et les jours du weekend. La concentration maximale du zinc est obtenue pour la plage 9h00-11h00 durant la semaine et le weekend pour le site d'Al Ghadir et les jours de weekend pour le site de Jounieh. Les concentrations maximales en Zinc ont été enregistrées sur la plage 11h00-13h00 durant la semaine pour le site de Jounieh soulignant un décalage de deux heures par rapport à Al Ghadir. Cette variation entre les deux bassins versants durant les jours de semaine résulterait de la présence en quantité importante de restaurants à Jounieh (site touristique) qui présentent une activité urbaine importante entre 11h00-13h00 et 17h00-19h00. D'après Comber & Gunn (1996), la source principale du Zn dans les eaux usées provient principalement de l'utilisation de produits ménagers ; cette étude consistait à quantifier les ETM provenant de sources domestiques. De plus, les dépôts atmosphériques qui proviennent du ruissellement des chaussées (dans le cas présent : l'usine de Zouk Mikael qui produit l'électricité par

combustion de fioul et la présence sur chaque bassin versant de générateur fonctionnant également au fioul), la corrosion des matériaux urbains et des canalisations d'eau potable et les eaux grises (constituées des eaux de la salle de bain, de la cuisine et de la machine à laver) sont les sources principales de la charge métallique dans les eaux domestiques (Buzier, 2005).

La concentration en Zn_T est similaire durant les jours de la semaine et du weekend et cela pour les deux sites (valeur médiane : Al Ghadir jours de la semaine : 370 ; weekend : 376 ; Jounieh jours de la semaine : 247 ; weekend : 221 µg/L). Sur la Figure 88, la concentration en Zn_D présente une allure qui varie, d'une part, entre les heures de la même journée et, d'autre part, entre les jours de la semaine et les jours du weekend pour le site d'Al Ghadir. Tandis que ce n'est pas le cas pour le site de Jounieh, les concentrations sont peu fluctuantes d'un jour à l'autre.

Pour chaque site, le flux moyen (F) a été calculé comme suit :

F (kg/j) = débit (moyen en m^3/j) x [Zn] (kg/m^3)

Pour Al Ghadir : FZn_T (Al Ghadir)= 652 L/s X 370 µg/L ➔ Flux Zn_T = 20,84 kg/jour (le débit de la station d'Al Ghadir est celui fourni par Deghali, 2006)

Pour Jounieh : FZn_T (Jounieh) = 173 L/s x 247 µg/L ➔ Flux Zn_T = 3,7 kg/jour (le débit de la station de pompage à Jounieh est donné par la municipalité de Jounieh (Ingénieur Elie Salameh)).

Il apparait donc un facteur de 7 pour le flux de Zn total entre les deux bassins versants. Ainsi les effluents d'Al Ghadir représentent une source importante (21 kg/j) pour la Mer Méditerranée.

La répartition du Zinc entre phase dissoute et phase particulaire dans les eaux usées de temps sec est différente d'un bassin versant à un autre. En effet, sur le site d'Al Ghadir durant les jours du weekend la fraction dissoute constitue 60 % du Zn_T et 56 % pour les jours de la semaine. Le Zn_T comprend environ 19 % de Zn dissous (Zn_D) pour les jours de la semaine et 20 % pour les jours du weekend à Jounieh. Nos résultats concordent avec les résultats de Gromaire-Mertz (1998), la répartition en Zn dissous dans le bassin versant domestique le Marais était de l'ordre de 19 %. Probablement, la présence d'eaux industrielles dans les eaux usées urbaines au site d'Al Ghadir est la cause de cette différence de répartition.

Les teneurs du Zn_P mesurées dans les effluents des deux bassins versants sont regroupées dans le Tableau 55. Les teneurs mesurées sur le site d'Al Ghadir entre la semaine (321 mg/kg) et le weekend (244 mg/ kg) montrent une différence de 25 % en plus pour les jours de la semaine. A l'instar d'Al Ghadir, la teneur du Zn_P mesurée à Jounieh montre une différence de 17 % en plus pour les jours de la semaine (812 mg/ kg) comparée à celle du weekend (678 mg/ kg). La nature des particules semblent très différentes sur les deux sites au regard des teneurs en Zn.

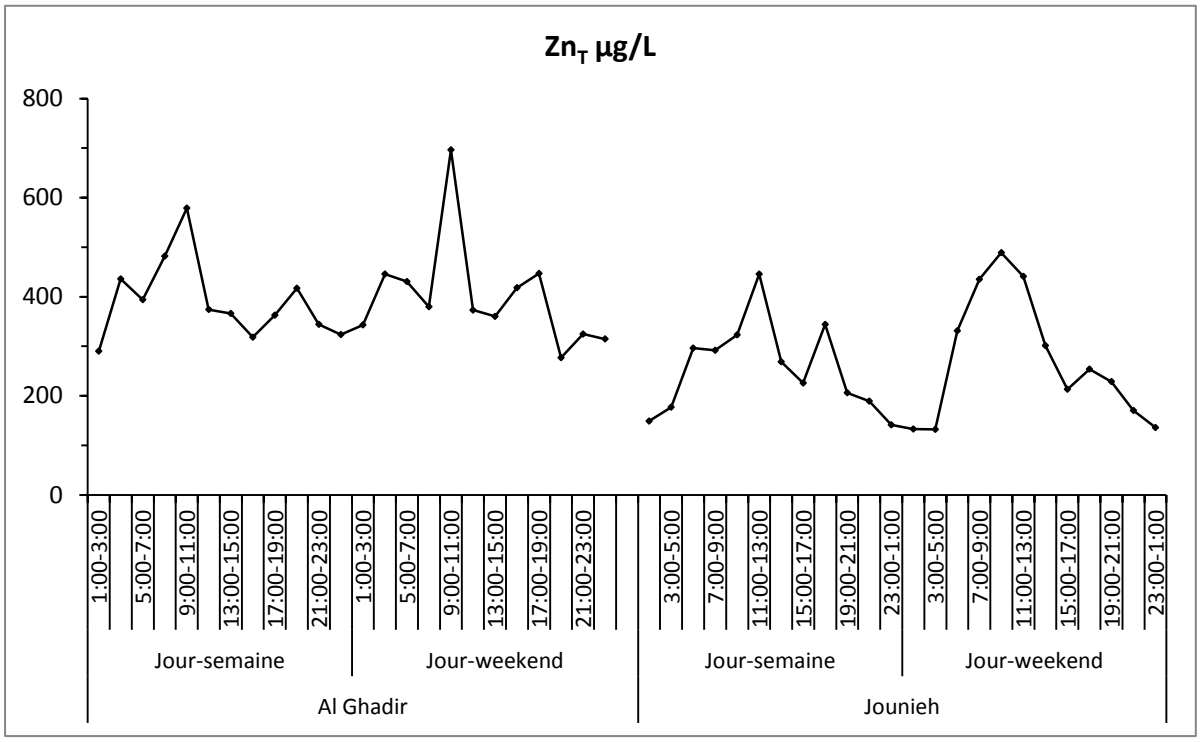
Les valeurs médianes en Zn_D (Tableau 55) obtenues lors de notre suivi sont comparables à celles obtenues par El Khatib en 2012 pour le même site à Jounieh (Golden Star) durant un jour de la semaine (valeur moyenne : 46,02 ± 15,22 µg/L) et durant un jour du weekend (valeur moyenne : 43,73 ± 12,69 µg/L).

Par comparaison avec l'agglomération parisienne, les résultats obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) pour Zn_T (valeur médiane) sur les sites du Marais, Sébastopol, Quais, Clichy centre, Coteaux aval et Clichy aval sont respectivement 174; 171; 292; 158; 163 et 210 µg/L – des valeurs qui sont en accord avec les résultats obtenus par Garnaud (1999) pour le site du Marais (156 µg/L) –, sont, dans l'ensemble, inférieures à celles observées sur les sites de Jounieh et Al Ghadir. La fraction de Zn_P est comprise entre 47 (Sébastopol) et 75 % (Quais) (Kafi-Benyahia, 2006), c'est-à-dire assez proche de celle observée à Al Ghadir en semaine.

Tableau 55.Concentrations en Zinc observées sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh

	Semaine				**Week-end**			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D
Jounieh Med (min-max)	247 (141-446)	48 (28-72)	812 (461-1526)	19	241 (132-489)	49 (22-86)	678 (388-1424)	20
Al Ghadir Med (min-max)	370 (290-579)	209 (93-426)	321 (305-393)	56	376 (277-696)	226 (165-425)	244 (182-440)	60

Le test de Mann et Whitney (α = 0,05) effectué sur les résultats du Zn_T montre que pour les jours de la semaine et du weekend les concentrations obtenues sont statistiquement comparables pour chaque site. De plus, en comparant les jours de la semaine et du weekend d'un site à l'autre, il apparait que les résultats ne sont pas statistiquement comparables. Le même test réalisé cette fois sur les concentrations Zn_D montre que pour Al Ghadir il n'existe pas non plus de différence entre la semaine et le weekend. Pour Jounieh, aucune différence n'est observée. La comparaison entre les deux sites souligne une différence tant pour la semaine que pour le weekend.



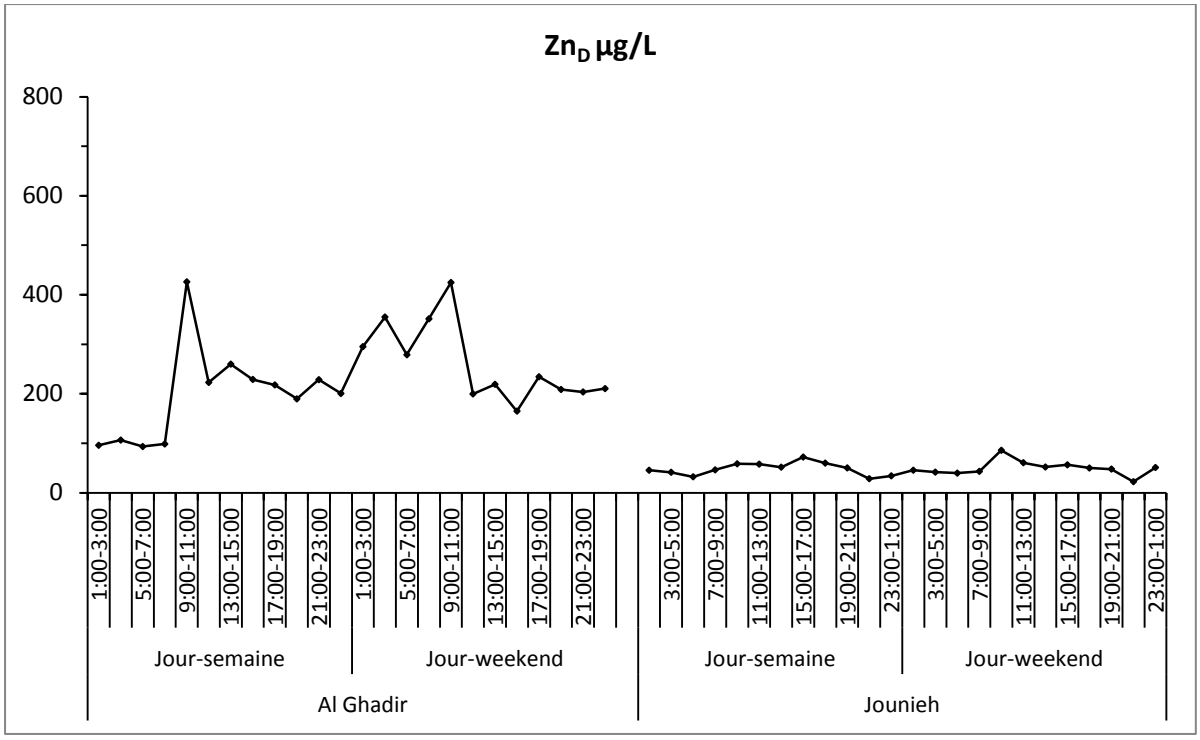


Figure 88. Concentration moyenne en Zinc total et dissous obtenue à Al Ghadir et Jounieh.

Selon la boîte à moustache (Figure 89) du Zn_T, une dispersion modérée est observée durant les jours de la semaine et les jours du weekend sur le site d'Al Ghadir, les écarts interquartiles sont respectivement compris entre 22 et 25 %. Tandis que, pour le site de Jounieh, une dispersion plus importante est observée durant la semaine et le weekend, les écarts interquartiles sont respectivement compris entre 54 et 105 %.

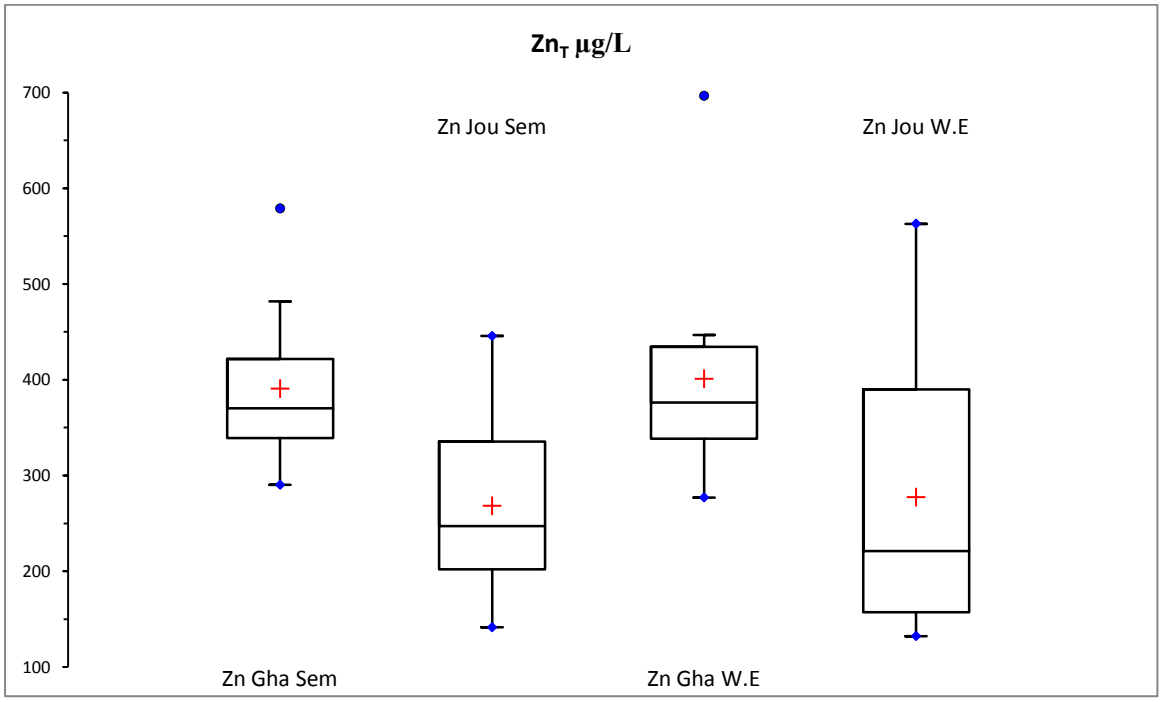


Figure 89. Boîtes à moustache du Zinc total pour les sites d'Al Ghadir et Jounieh (Gha : Al Ghadir ; Jou : Jounieh Sem : semaine ; W.E : weekend).

La Figure 90 illustre les variations intra-journalières et journalières au cours d'une semaine du Zinc total et dissous dans les eaux usées prélevées à l'exutoire du site d'Al Ghadir. Comme lors de la

première partie de ce chapitre (paramètres globaux), la modélisation des données (ANOVA) selon le test de Duncan au seuil de signification α = 0,05 a été adoptée pour l'analyse des résultats. Pour le site d'Al Ghadir, les valeurs obtenues du Zn_T durant les jours de la semaine sont significativement différentes pour l'intervalle 9h00-11h00 avec les tranches 21h00-3h00 et 11h00-19h00. Durant le weekend, l'intervalle 9h00-11h00 se distingue de tous les autres (Figure 90a). Pour la différence entre jours de la semaine et du weekend, aucune différence n'a été mise en évidence (Figure 90c). En comparant les concentrations en Zn_D obtenues durant les jours de la semaine à Al Ghadir, une différence significative est montrée pour l'intervalle 9h00-11h00 avec la tranche 1h00-9h00 l'intervalle 11h00-13h00 et la tranche 17h00-21h00 (Figure 90b). Tandis que, pour les jours du weekend, les concentrations en Zn_D montrent une différence significative pour l'intervalle 9h00-11h00 avec l'intervalle 7h00-9h00 et la tranche 11h00-17h00. Pour la différence entre jours de la semaine et du weekend, pour le Zn_D cinq intervalles de temps sont significativement différents des autres : 1h00-3h00 ; 3h00-5h00 ; 5h00-7h00 ; 17h00-19h00 ; 19h-21h00 (10h sur 24h) (Figure 90d). On peut conclure que la tranche horaire 9h00-11h00 sur le site d'Al Ghadir présente la contamination importante en Zinc. Cet intervalle correspond au pic le plus important qui peut être associé aux activités ménagères (eaux grises) durant tous les jours de la semaine.

Les évolutions intra-journalières du Zinc total et dissous pour le site de Jounieh sont présentées Figure 91. Durant les jours de la semaine une différence significative ressort pour l'intervalle 11h00-13h00 avec les tranches 19h00-7h00, 9h00-11h00 et 13h00-17h00. Durant le weekend, une différence significative apparait entre l'intervalle 9h00-11h00 et la période 11h00-9h00 (Figure 91a). En comparant jours de la semaine et du weekend pour Zn_T toujours à Jounieh, une différence significative est mise en évidence pour l'intervalle 9h00-11h00 (Figure 91c). Pour Zn_D, une différence significative est observée entre l'intervalle 15h00-17h00 et la tranche 19h00-9h00 et l'intervalle 13h00-15h00 durant les jours de la semaine. Pour le weekend, les concentrations en Zn_D montrent une différence significative entre la tranche 9h00-13h00 et l'intervalle 21h00-23h00 et la tranche 3h00-9h00 (Figure 91b). En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend pour le zinc dissous à Jounieh une différence significative ressort pour les intervalles 9h00-11h00, 15h00-17h00 et 23h00-1h00 (6h sur 24h) (Figure 91d).

La Figure 92 synthétise les résultats de la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour le Zn_T et le Zn_D pour les jours de la semaine et ceux du weekend. En effet, une différence significative est observée pour Zn_T durant les jours de la semaine entre les deux sites pour les intervalles : 1h00-11h00 ; 13h00-15h00, 19h00-1h00 (18h sur 24h). Pendant les jours du weekend, une différence significative est observée entre les deux sites pour les intervalles 1h00-5h00 ; 15h00-1h00 (14h sur 24h). Cependant, les valeurs du Zn_D présentent une différence significative durant les jours de la semaine et les jours du weekend pour tous les intervalles et durant tous les jours de la semaine. On peut conclure que le Zinc présente des différences temporelles intra- et inter-journalières. Une différence spatiale est également observable entre les bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh surtout pour le Zinc dissous. Le site de Jounieh se distingue par ses concentrations en $Zn_{T,}$ teneur et répartition D/P du site d'Al Ghadir. La restauration et l'effluent domestique (surtout les eaux grises), la métallurgie, les rejets des industries des encres (offset, héliogravure) et des imprimeries (encres qui contiennent des pigments) et les eaux de ruissellement sont les sources principales de rejets en Zn (Comber & Gunn, 1996 ; Gray & Becker, 2002).

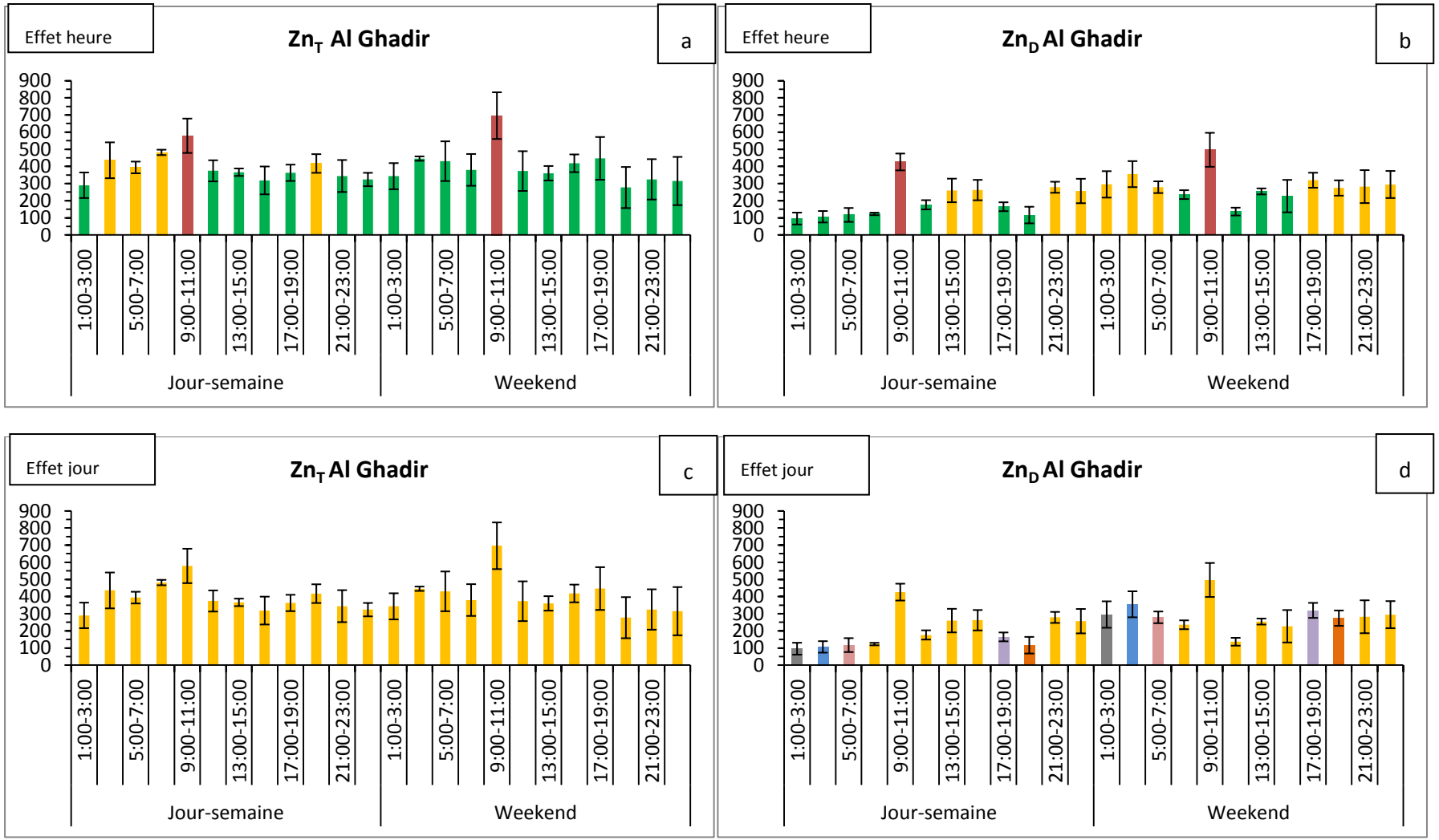


Figure 90. Différence entre effet heure et jour pour le Zinc total et dissous (en µg/L) sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

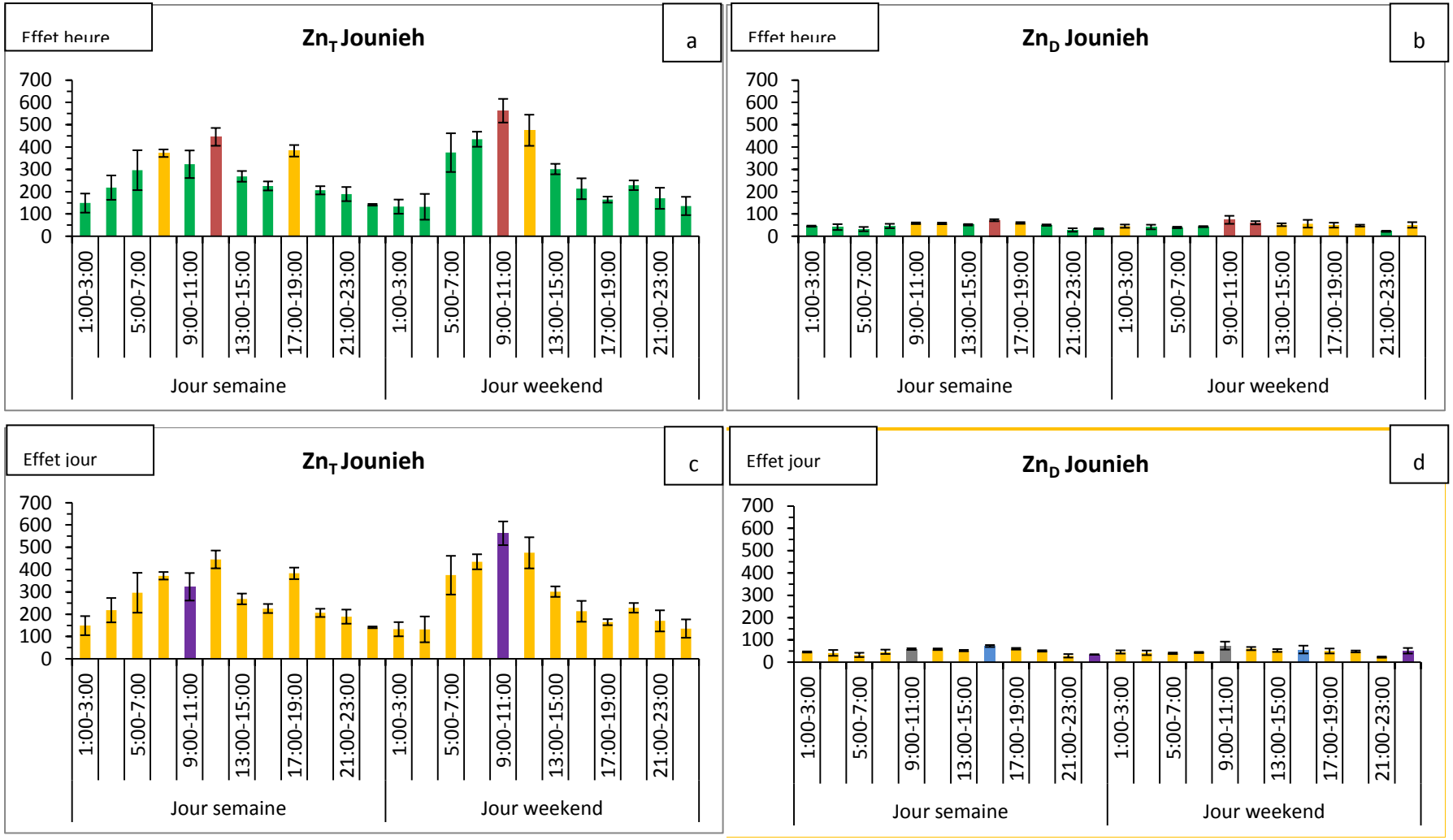


Figure 91. Différence entre effet heure et jour pour le Zinc total et dissous (en µg/L) sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

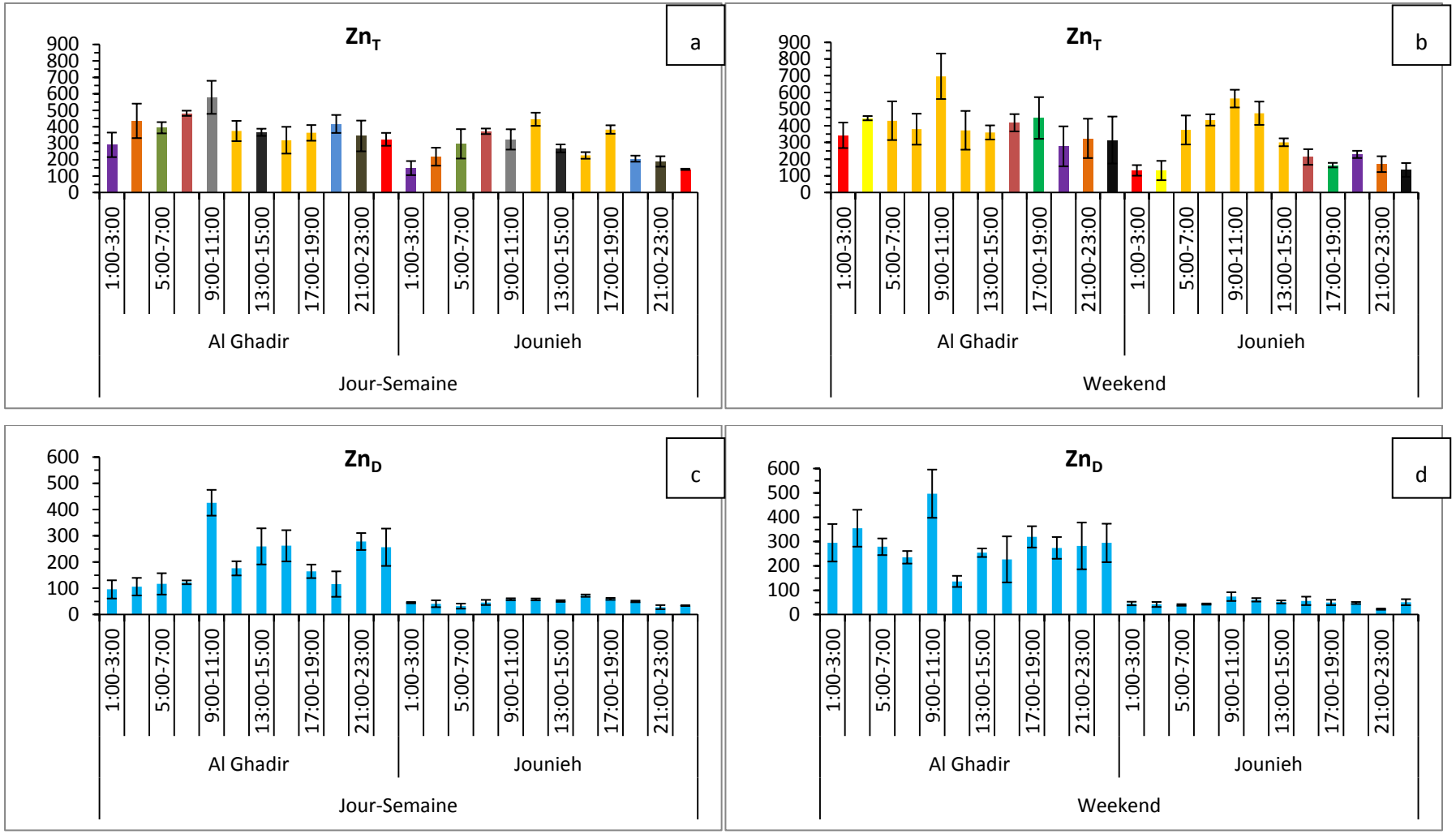


Figure 92. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du zinc (en µg/L). Fig. a et b chaque couleur et son correspondant représente une différence significative. Fig. c et d la couleur bleue représente une différence significative pour tous les intervalles entre les deux sites.

III.4.2 Le Chrome

La Figure 93 illustre sous la forme d'un pollutogramme les concentrations en Chrome total (Cr_T) et dissous (Cr_D) obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh. Comme pour tous les ETM les valeurs sont obtenues après analyse de 168 échantillons prélevés sur les deux sites. Pour Al Ghadir, les intervalles de temps [17h00-19h00 ; 21h00-23h00] et [1h00-3h00 ; 9h00-11h00] présentent respectivement les concentrations maximales en Cr_T durant les jours de la semaine et du weekend. Pour Cr_D durant les jours de la semaine un plateau entre 9h et 23h avec une légère baisse à 15h-17h est observé et durant le weekend la valeur maximale est obtenue à 9h00-11h00. A l'instar du Zn_D, une grande différence concernant la concentration en Cr est à noter entre les deux bassins versants où nous pouvons identifier les effluents d'Al Ghadir comme une source importante (21 kg/j) de chrome exportée vers la Mer Méditerranée.

La détermination des flux moyens donne :

FCr_T (Al Ghadir)= 652 L/s X 369 µg/L ➔ Flux Cr_T = 20,78 kg/jour (le débit de la station d'Al Ghadir est celui fourni par Deghali, 2006)

FCr_T (Jounieh) = 173 L/s x 44 µg/L ➔ Flux Cr_T = 0,657 kg/jour (le débit de la station de pompage à Jounieh est donné par la municipalité de Jounieh (Ingénieur Elie Salameh))

La Figure 94 présente un zoom sur les concentrations en Cr_T et Cr_D obtenues sur le site de Jounieh. Les intervalles de temps 21h00-23h00 et 9h00-11h00 présentent respectivement les concentrations maximales en Cr_T durant les jours de la semaine et du weekend. Pour Cr_D, durant les jours de la semaine un plateau est observé entre 17h et 21h00 et durant le weekend la valeur maximale est obtenue sur l'intervalle 1h00-3h00.

Pour le site d'Al Ghadir, la concentration moyenne en Cr_T (Tableau 56) est inférieure les jours de la semaine par comparaison avec ceux du weekend. C'est une situation inverse qui est observée à Jounieh. Les résultats du Chrome obtenus par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval à Paris (Cr_T : 9 µg/L) sont nettement plus faibles que les résultats obtenus à Al Ghadir et à Jounieh.

D'après Gray & Becker (2002) et Sorme & Lagerkvist (2002), le chrome dérive principalement des sources industrielles (métallurgies, encre (pigment phthalocyanine), colorants organiques, laboratoires, peinture, engrais…) et dans une plus faible proportion des rejets domestiques. Une partie de ces activités industrielles appartiennent au bassin versant d'Al Ghadir d'où leur responsabilité dans cette contamination durant les jours de la semaine et du weekend. La fraction dissoute constitue 75 % du Cr_T pour les jours de la semaine et 32 % pour ceux du weekend à Al Ghadir. Cependant, la fraction dissoute à Jounieh constitue 39 % du Chrome total pour les jours de la semaine et 46 % pour ceux du weekend.

Les valeurs médianes du Cr_D (Tableau 56) obtenues à Jounieh sont supérieures aux concentrations moyennes obtenues par El Khatib (2012) sur ce même site durant un jour de la semaine (valeur moyenne : 6,75 ± 0,15) et durant un jour du weekend (valeur moyenne : 17,5 ± 5,29). Les résultats obtenus par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval à Paris (Cr_D : 2 µg/L) sont comme pour le Cr_T très inférieurs à ceux obtenus à Al Ghadir et Jounieh.

Les teneurs en Cr_P mesurées dans les effluents des deux bassins versants sont regroupées dans le Tableau 56. Une différence d'un facteur 7 entre la teneur obtenue durant les jours de la semaine (104 mg/kg) et la teneur durant les jours du weekend (764 mg/kg) sur le site d'Al Ghadir a été mise en évidence. Cette différence pourrait s'expliquer par le changement du débit des effluents industriels entre jours de la semaine et week-end. Le bassin versant d'Al Ghadir, précisément à Chouweifat, possède plusieurs tanneries utilisant le tannage au chrome (observation et identification sur terrain), d'où l'enrichissement des effluents en chrome.

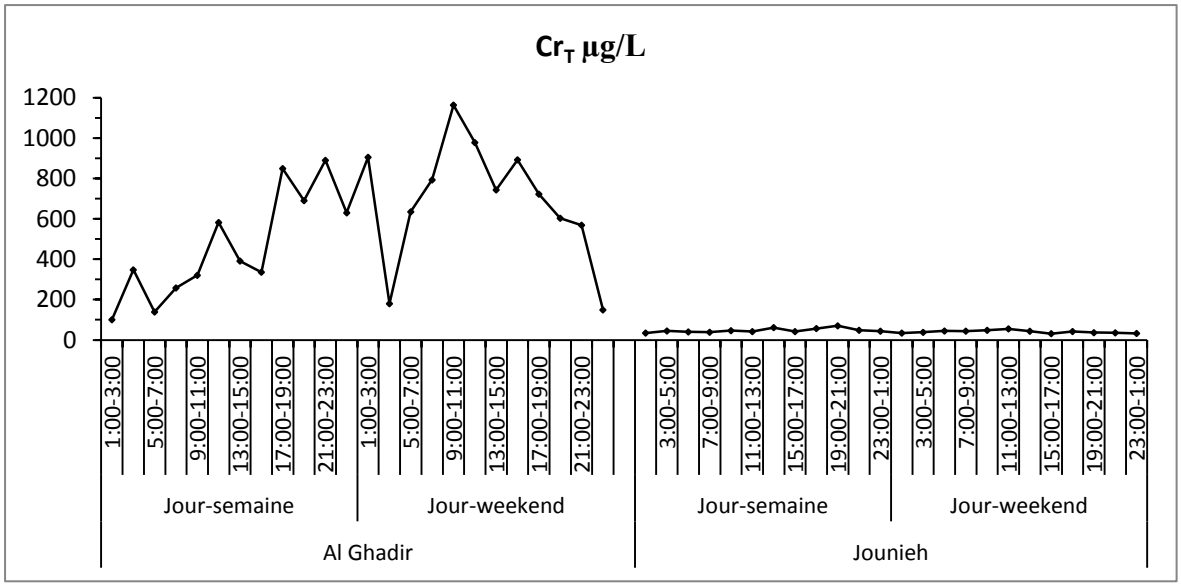
La teneur du Cr_P mesurée à Jounieh présente une augmentation d'un facteur de 1,3 fois les jours de la semaine (93 mg/kg) par rapport à celle du weekend (70 mg/kg). On peut confirmer que le bassin versant d'Al Ghadir présente une source importante de chrome exportée vers la Mer Méditerranée.

Tableau 56.Concentrations en Chrome obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh

	Semaine				**Week-end**			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D
Jounieh Med (min-max)	44 (34-77)	22 (11-53)	93 (90-98)	50	40 (31-55)	20 (9-36)	70 (67-77)	50
Al Ghadir Med (min-max)	369 (100-890)	305 (50-395)	104 (81-804)	82	733 (149-1163)	350 (115-428)	764 (67-1467)	48

Le test statistique de Mann et Whitney (α = 0,05) effectué sur les résultats en Chrome total indique que les concentrations obtenues les jours de la semaine et le weekend sont statistiquement comparables pour Jounieh seulement. La comparaison des concentrations en Chrome dissous pour les deux sites entre jours de la semaine et du weekend montre qu'il n'y a pas de différence.

En comparant les jours de la semaine et ceux du weekend entre les deux sites (jour semaine Al Ghadir- jour semaine Jounieh), il apparait qu'ils ne sont pas statistiquement comparables pour Cr_T. En comparant les jours de la semaine entre les deux sites et les jours du weekend on trouve qu'ils sont également différents statistiquement pour Cr_D.



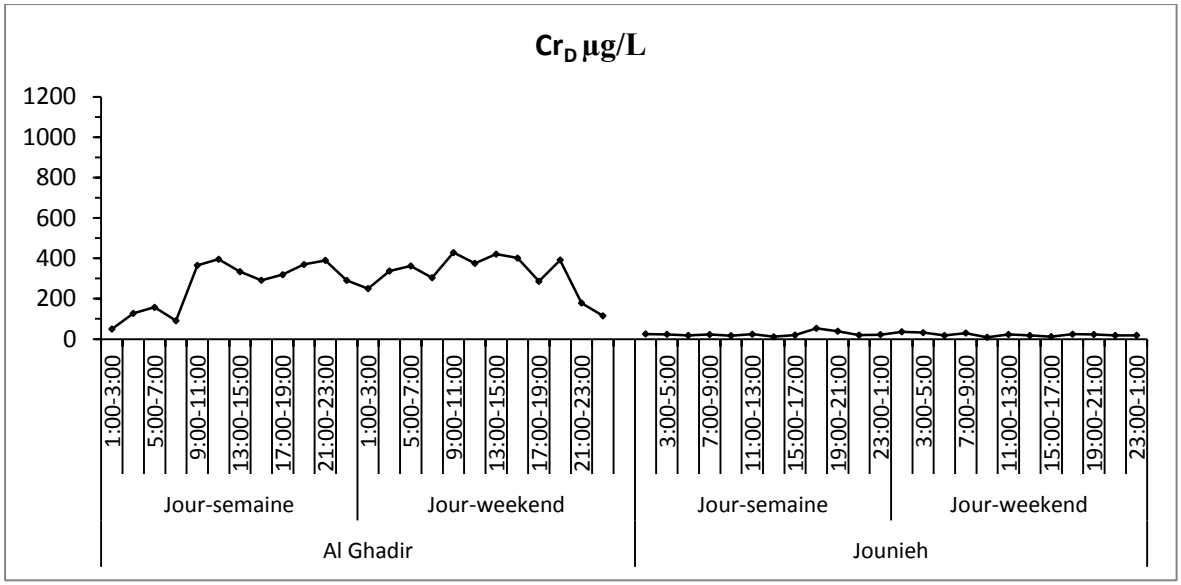


Figure 93. Concentration moyenne du Chrome total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh.

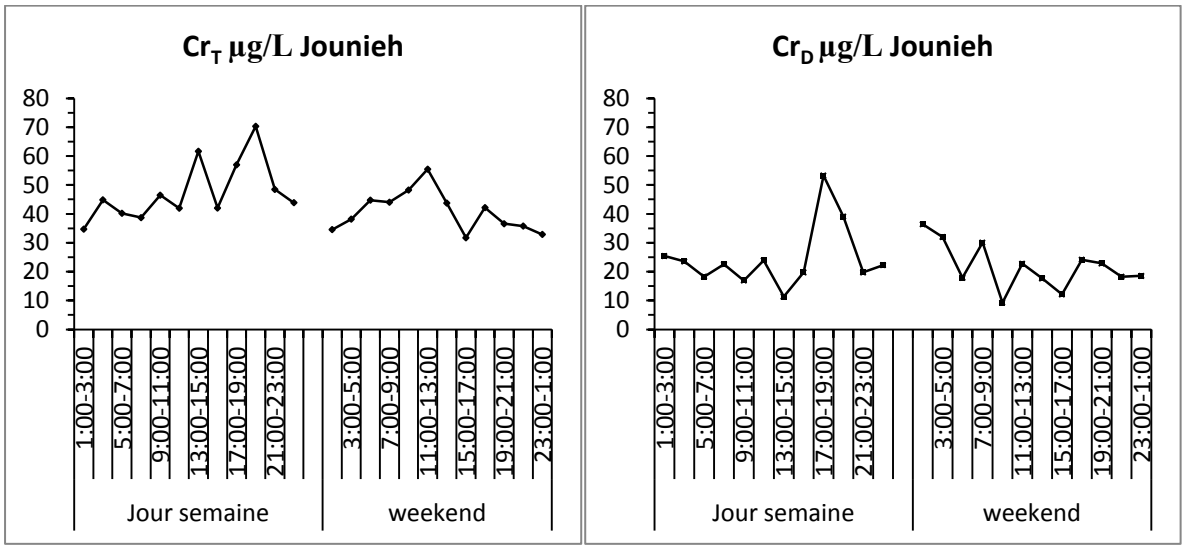


Figure 94. Concentration moyenne du Chrome total et dissous obtenue sur le site de Jounieh.

Selon les boîtes à moustache pour Cr_T et Cr_D sur le site d'Al Ghadir (Figure 95), une dispersion importante est observée tant pour les jours de la semaine que pour ceux du weekend, les écarts interquartiles sont respectivement compris entre 41 et 153 %. Le site de Jounieh présente aussi une dispersion importante (mais moins marquée que pour Al Ghadir) les jours de semaine et de weekend, les écarts interquartiles sont respectivement compris entre 31 et 69 %.

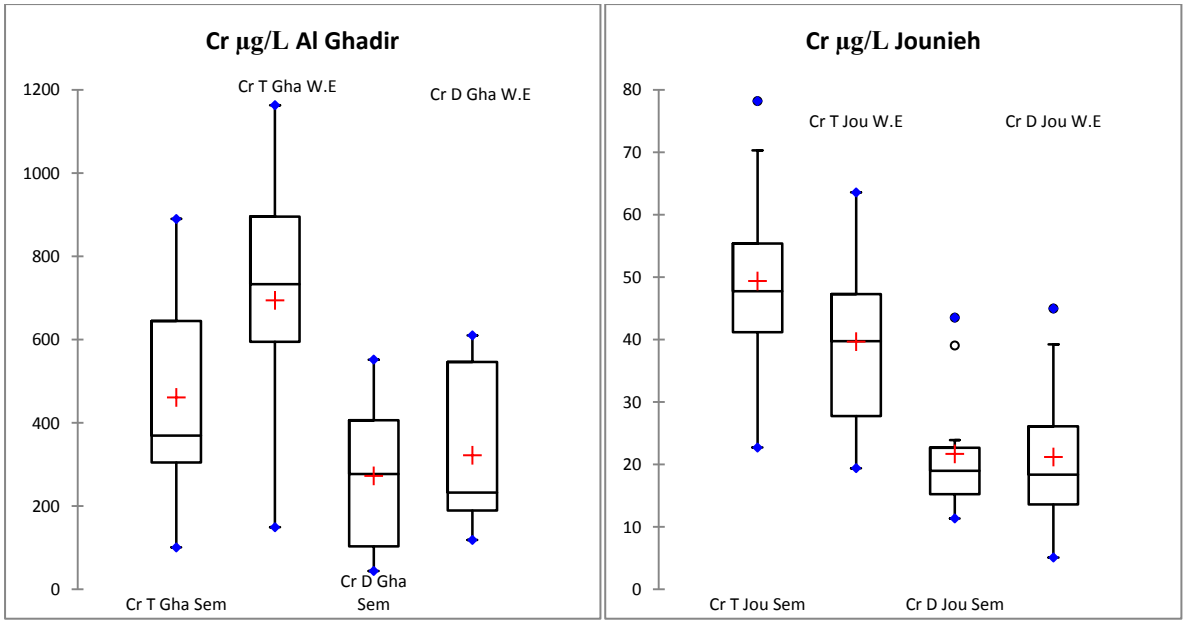


Figure 95. Boîtes à moustache qui représentent le Chrome total et dissous sur les deux sites.

Les évolutions intra-journalières du Chrome total et dissous pour le site d'Al Ghadir sont présentées Figure 96. Selon l'approche ANOVA, une différence significative apparait pour l'intervalle 17h00-19h00 et l'intervalle 21h00-23h00 avec la tranche 1h00-11h00 et 13h00-17h00 durant les jours de la semaine. Durant le weekend, une différence significative se distingue pour l'intervalle 9h00-11h00 des périodes 3h00-7h00 et 17h00-1h00 (Figure 96a). En comparant les jours de la semaine et du weekend pour Cr_T, il existe une différence significative pour les intervalles 1h00-3h00 ; 5h00-7h00 ; 9hh00-11h00 ; 15h00-17h00 et 23h00-1h00 (10 h sur 24 h) (Figure 96c). Pour Cr_D à Al Ghadir, une différence significative se démarque pour l'intervalle 11h00-13h00 et la tranche 15h00-1h00 avec la tranche de temps 1h00-7h00 durant les jours de la semaine. Pour le weekend, les concentrations en Cr_D montrent une différence significative pour la tranche 11h00-17h00 et l'intervalle 19h00-21h00 avec la tranche 3h00-11h00, l'intervalle 17h00-19h00 et la tranche 21h00-1h00 (Figure 96b). En comparant les jours de la semaine et les jours du weekend pour Cr_D à Al Ghadir, il existe une différence significative pour les intervalles 1h00-3h00 ; 13h00-15h00 ; 17h00-19h00 ; 21h00-23h00 et 23h00-1h00 (10 h sur 24 h) (Figure 96d).

On peut conclure que le Cr mesuré sur le site d'Al Ghadir provient d'une activité industrielle (effluents de tanneries).

La Figure 97 illustre les variations durant les jours de la semaine et du weekend du Chrome total et dissous à l'exutoire du site de Jounieh. Selon l'approche ANOVA, les valeurs en Cr_T durant les jours de la semaine montre une différence significative pour l'intervalle 13h00-15h00 avec les tranches 15h00-19h00 et 21h00-13h00. Durant le weekend, la différence se situe entre la période 9h00-13h00 et les tranches 13h00-21h00 et 1h00-5h00 (Figure 97a). Pour la différence entre jours de la semaine et de weekend, elle est observée pour les intervalles : 3h00-5h00 ; 13h00-15h00 ; 15h00-17h00 ; 17h00-19h00 et 19h00-21h00 (10 h sur 24 h) (Figure 97c). En comparant les concentrations en Cr_D obtenues durant les jours de la semaine à Jounieh, une différence significative ressort entre la tranche 17h00-21h00 et tous les autres intervalles. Pour les jours du weekend, il existe une différence significative des concentrations en Cr_D entre l'intervalle 1h00-3h00 et tous les autres intervalles (Figure 97b). Pour la différence en Cr_D entre les jours de la semaine et le weekend les intervalles de temps significatifs sont : 1h00-5h00 ; 7h00-11h00 ; 13h00-21h00 et 23h00-1h00 (18 h sur 24 h) (Figure 97d).

La dernière comparaison entre les deux bassins versants pour le Chrome total et dissous est réalisée entre les jours de la semaine et ceux du weekend. Une différence significative est observée pour

tous les intervalles de temps d'Al Ghadir avec les intervalles de Jounieh pour le Chrome total et dissous et, ce, durant tous les jours de la semaine (travail et repos) (Figure 93).

La contamination par le Chrome aurait pour origine une source industrielle (les tanneries) sur le site d'Al Ghadir que l'on ne retrouve pas sur Jounieh d'où une différence spatiale concernant le Chrome dans les rejets des différents bassins versants libanais se déversant dans la Mer Méditerranée.

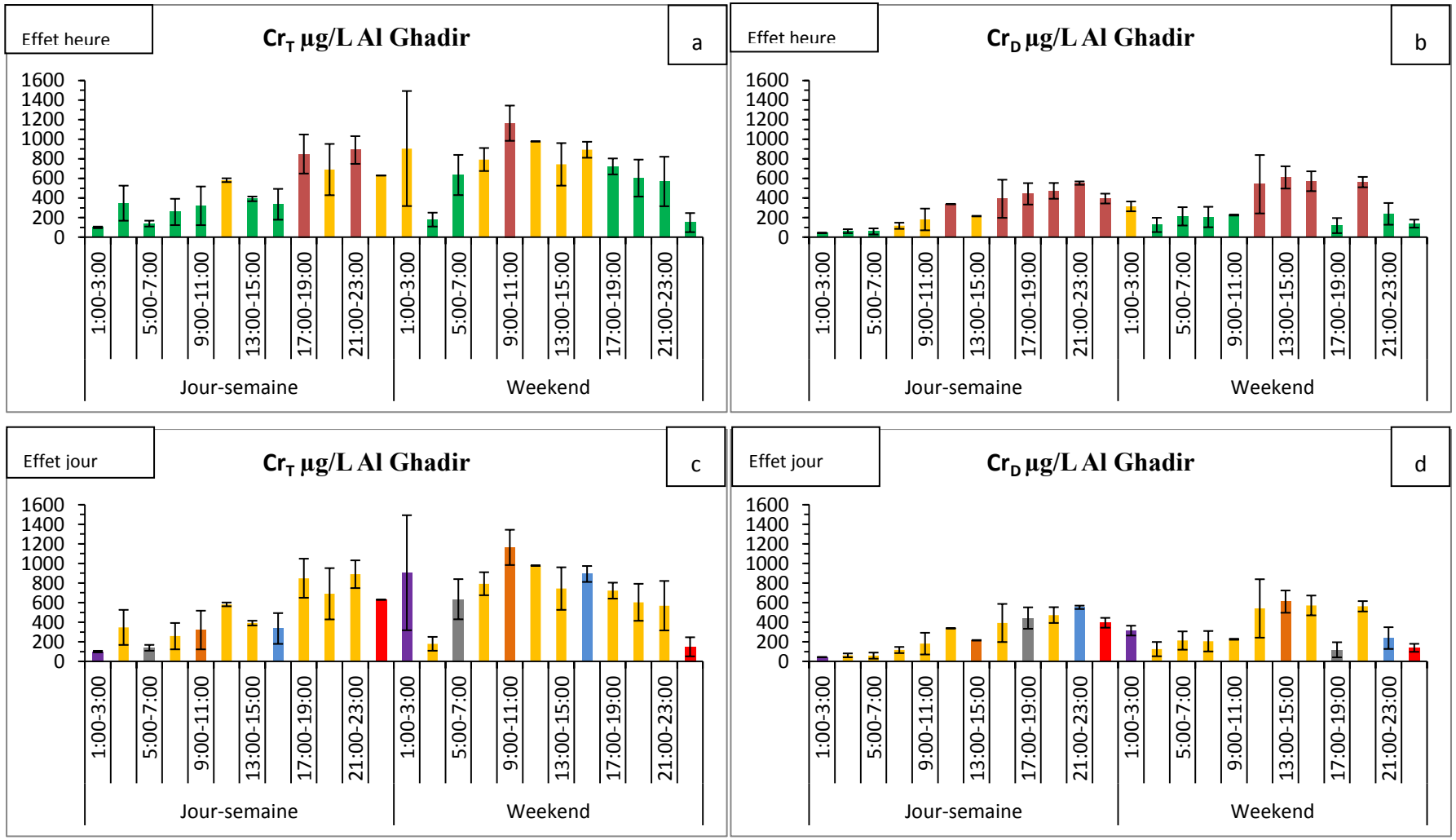


Figure 96. Différence entre effet heure et jour pour le Chrome total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

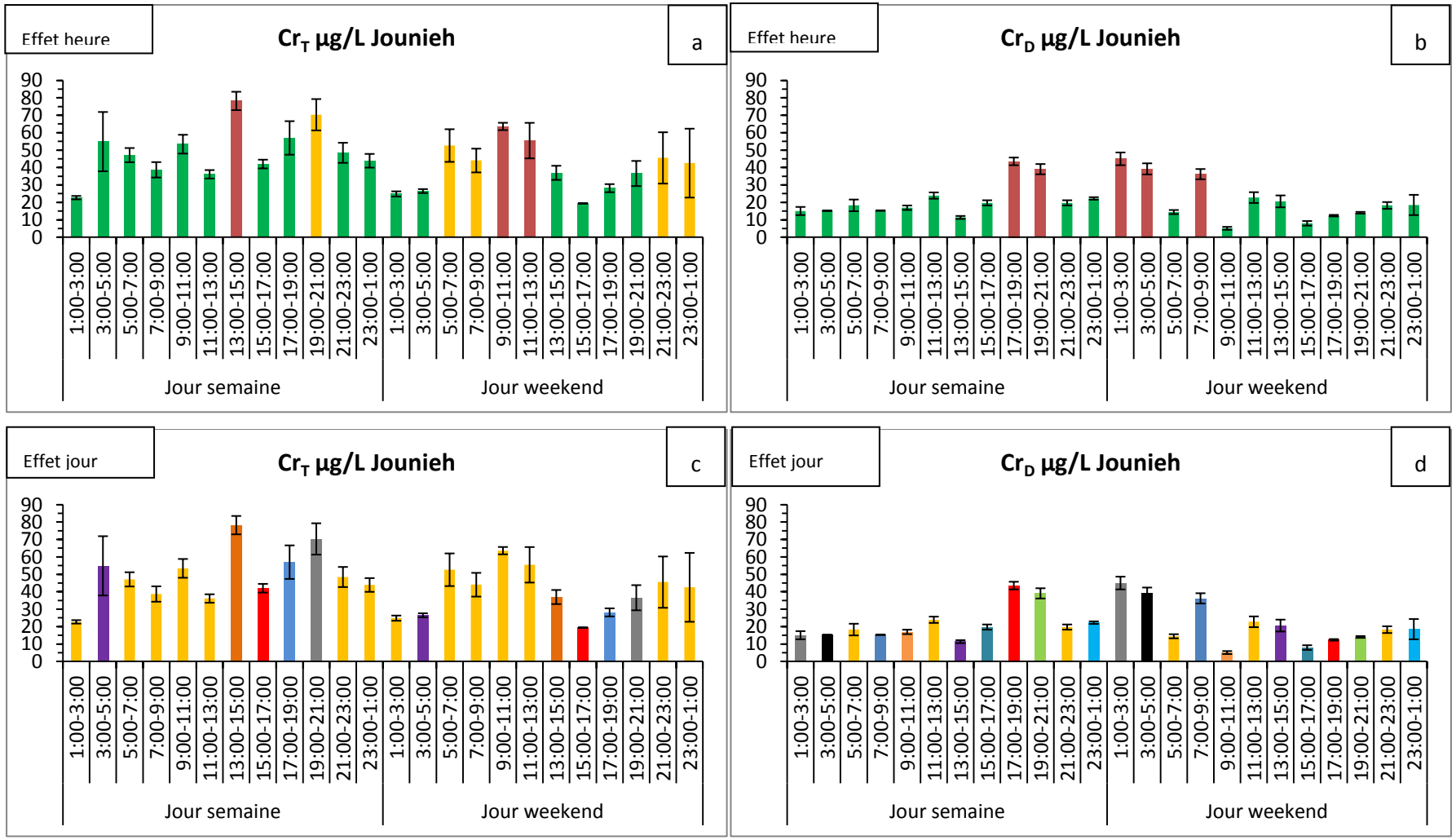


Figure 97. Différence entre effet heure et jour pour le Chrome total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

III.4.3 Le Cuivre

La Figure 98 présente les valeurs en Cuivre total (Cu_T) et dissous (Cu_D) obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh. Une différence de tendance est notable entre les heures des jours de la semaine et celles des jours du weekend et cela pour les deux sites. La variation en Cu_T et Cu_D en fonction du temps est semblable dans les deux sites de Jounieh et Al Ghadir pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Les valeurs maximales en Cu_T et Cu_D sont atteintes quasiment dans les mêmes tranches horaires des jours de weekend et des jours de la semaine sur les deux sites de prélèvement.

La concentration en Cu_T est comparable dans sur les deux bassins versants (valeur médiane : Al Ghadir jours de la semaine : 43 ; weekend : 42 ; Jounieh jours de la semaine : 26 ; weekend : 35 µg/L). Le cuivre dissous constitue 70 % du cuivre total pour les jours de la semaine et 68 % pour les jours du weekend. Pour le site de Jounieh, le cuivre total est constitué à 73 % du Cu particulaire pour les jours de la semaine et 69 % pour les jours du weekend. Il existe donc une différence nette entre les deux sites vis-à-vis des fractions dissoutes et particulaires. La répartition du Cuivre entre fractions particulaire et dissoute est semblable à celle du Zinc pour les deux sites. La corrosion des canalisations est la source principale de Cu pour les eaux domestique (Comber & Gunn, 1996). Cependant les eaux de ruissellement représentent aussi une source importante de cuivre (Buzier, 2006).

Les résultats en Cu_T par temps sec de Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 94 ; Sébastopol : 98 ; Quais : 79 ; Clichy centre : 70; Coteaux aval : 92 et Clichy aval : 75 µg/L tout comme ceux de Garnaud (1999) pour le site du Marais (73 µg/L) sont supérieurs aux valeurs obtenues sur les deux bassins libanais. La fraction particulaire du cuivre est comprise entre 78 % (Sébastopol) et 91% (Clichy aval) du cuivre total (Kafi-benyahia, 2006). Ce pourcentage est comparable à celui de Jounieh. Les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval à Paris (Cu total : 63 µg/L ; Cu dissous : 16 µg/L) sont aussi supérieurs à ceux d'Al Ghadir et Jounieh.

La détermination des flux moyens donne :

FCu_T (Al Ghadir)= 652 L/s X 43 µg/L ➔ Flux Cu_T = 2,42 kg/jour.

FCu_T (Jounieh) = 173 L/s x 26 µg/L ➔ Flux Cu_T = 0,38 kg/jour.

Une différence concernant le flux deCu total est à noter entre les deux bassins versants. Nous pouvons identifier les effluents d'Al Ghadir comme une source plus importante (2,4 kg/j) exportée vers la Mer Méditerranée de cuivre que celle du site de Jounieh.

Cependant, les valeurs en Cu_D (Tableau 57) obtenues sur les deux sites libanais sont comparables aux concentrations moyennes obtenues par El Khatib (2012) pour le site de Jounieh (Golden Star) durant un jour de la semaine (valeur moyenne : 31,43 ± 23,13 µg/L) et durant un jour du weekend (valeur moyenne : 5,49 ± 3,49 µg/L).

Les teneurs en Cu_P mesurées dans les effluents des deux bassins versants sont regroupées dans le Tableau 57. Une différence de 3 % entre la teneur obtenue durant les jours de la semaine (29 mg/kg) et celle des jours de weekend (28 mg/kg) sur le site d'Al Ghadir ressort. La teneur en Cu_P mesurée à Jounieh montre une différence de 12 % entre les jours de la semaine (65 mg/kg) et ceux du weekend (74 mg/kg). Les deux bassins versants de Jounieh et d'Al Ghadir présentent des teneurs comparables pour les jours de la semaine et du weekend. On peut conclure que le bassin versant de Jounieh exporte une quantité plus importante de cuivre particulaire que celui d'Al Ghadir vers la Mer Méditerranée.

Tableau 57.Concentrations en cuivre dissous obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh

	Semaine				**Week-end**			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D
Jounieh Med (min-max)	26 (21-63)	11 (5-19)	65 (61-180)	42	35 (22-70)	14 (8-24)	74 (49-162)	40
Al Ghadir Med (min-max)	43 (33-85)	25 (22-31)	29 (18-88)	58	42 (29-76)	28 (20-37)	28 (18-78)	67

Le test statistique de Mann et Whitney (α = 0,05) effectué sur les résultats de cuivre total et dissous montre que les jours de la semaine et ceux du weekend ne sont pas statistiquement identiques pour les deux sites.

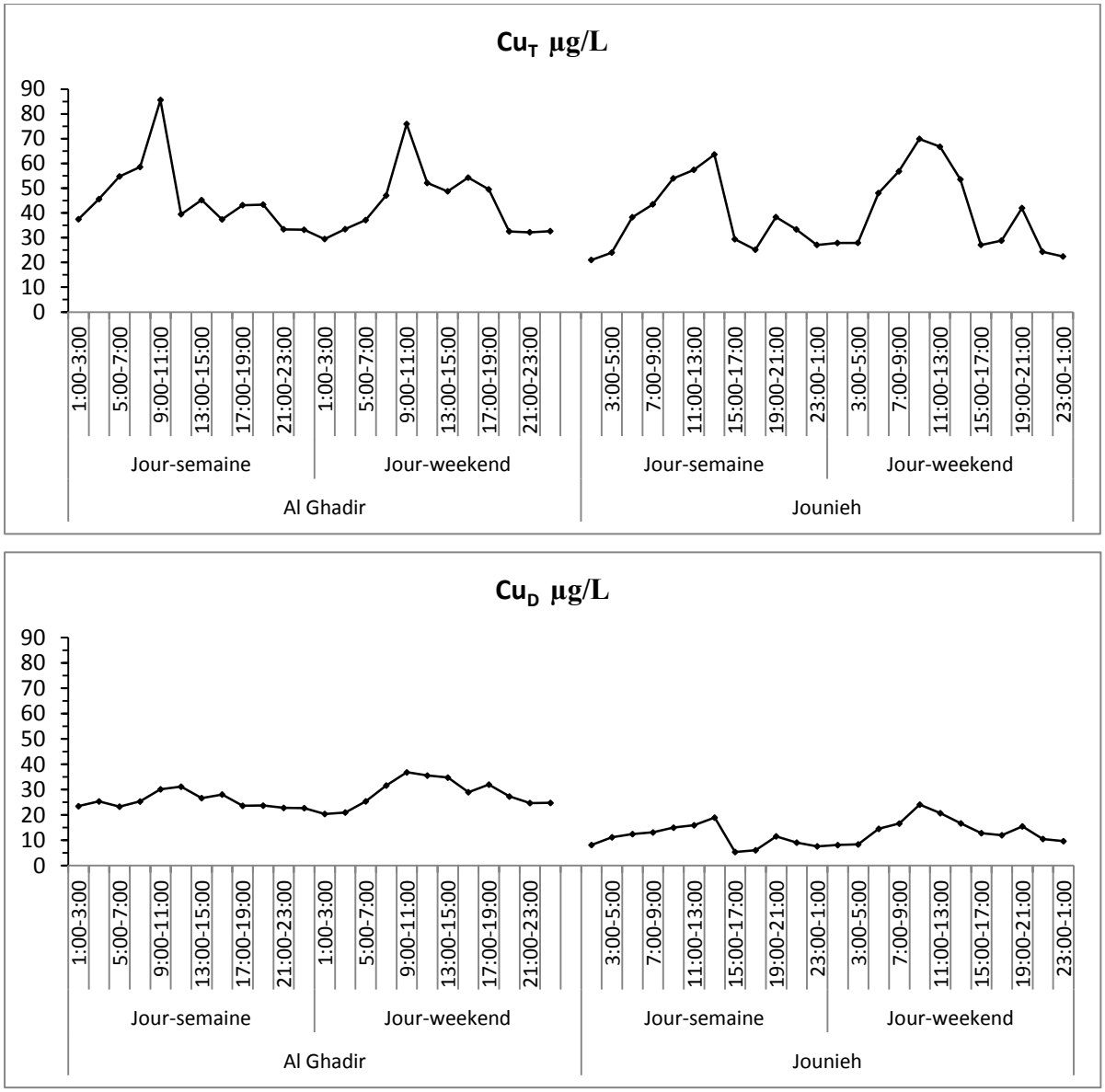


Figure 98. Concentration moyenne du cuivre total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh.

D'après la boîte à moustache du Cu total sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh (Figure 99), une dispersion importante est observée durant les jours de la semaine et les jours du weekend, les

écarts interquartiles sont respectivement à Al Ghadir pour les jours de la semaine : 71 %, pour les jours du weekend : 58 %, et pour Jounieh : jours de la semaine 62 % et jours du weekend 63 %. Pour le cuivre dissous le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine présente une dispersion modérée l'écart interquartile est de 21 %. Tandis que pour les jours du weekend à Al Ghadir et les concentrations du site Jounieh durant les jours de la semaine et du weekend présentent une dispersion importante, les écarts interquartiles sont respectivement de 51, 70 et 59 %.

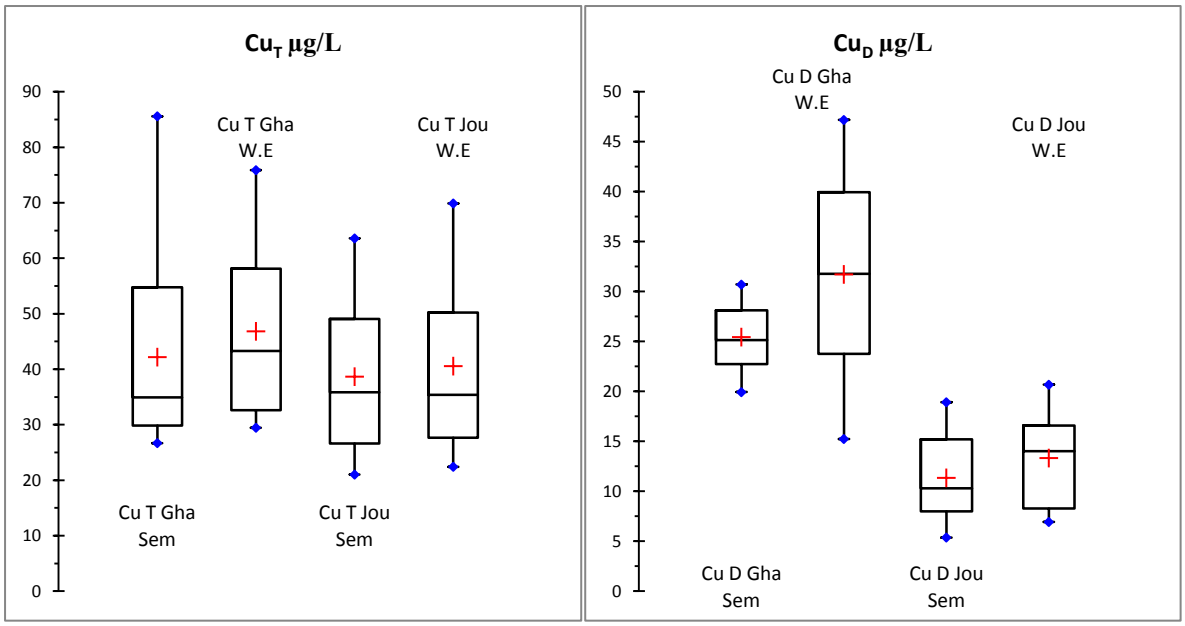


Figure 99.Dispersion du cuivre total et dissous sous forme d'une boîte à moustache des sites libanais.

La Figure 100 illustre les variations en fonction des intervalles de temps au cours d'une semaine du cuivre total et dissous à l'exutoire du site d'Al Ghadir. Les valeurs en Cu_T durant les jours de la semaine sont significativement différentes pour l'intervalle 9h00-11h00 de tous les autres intervalles de temps de la journée. Durant le weekend, la différence est entre la tranche 9h00-13h00 avec la tranche 17h00-7h00 (Figure 100a). Pour la variation entre les jours de la semaine et du weekend une différence est présente pour les intervalles : 5h00-7h00 ; 11h00-13h00 ; 15h00-17h00 et 17h00-19h00 (8h sur 24h) (Figure 100c). Pour le cuivre dissous à Al Ghadir durant les jours de la semaine, aucune différence n'est observée. Tandis qu'en comparant les concentrations en cuivre dissous obtenues durant les jours du weekend à Al Ghadir, une différence significative est observée pour la tranche 7h00-19h00 avec la tranche 1h00-7h00 (Figure 100b). Pour la comparaison en cuivre dissous entre les jours de la semaine et le weekend les intervalles de temps significatifs sont : 9h00-11h00 et 11h-13h00 (4 h sur 24 h) (Figure 100d). On peut conclure que pour le site d'Al Ghadir à l'intervalle de temps 9h00-11h00, il y a une contamination importante en Cuivre. Cet intervalle correspond au pic le plus important qui pourrait être associé au débit d'eaux usées (Nielsen & Hrudey, 1983).

Les évolutions intra-journalières du cuivre total et dissous des effluents urbains pour le site de Jounieh sont présentées dans la Figure 101. Durant les jours de la semaine une différence significative est observée entre la tranche 5h00-15h00 et la tranche 21h00-5h00 et l'intervalle 17h00-19h00. Durant le weekend, une différence significative ressort entre la tranche 9h00-13h00 et la période 13h00-7h00 (Figure 101a). En comparant jours de la semaine et weekend pour le cuivre total, une différence significative apparait pour l'intervalle 9h00-11h00 et 13h00-15h00 (4 h sur 24 h) (Figure 101c). Pour le cuivre dissous, une différence significative existe entre l'intervalle 13h00-15h00 et la tranche 15h00-7h00 durant les jours de la semaine. Tandis que pour le weekend, les concentrations en cuivre dissous montrent une différence significative entre la tranche 9h00-13h00 et la tranche 17h00-7h00 (Figure 101b). En comparant les jours de la semaine et ceux du

weekend pour le cuivre dissous à Jounieh une différence significative est mise en évidence pour les intervalles 3h00-5h00 ; 9h00-11h00, 15h00-17h00 et 17h00-19h00 (8 h sur 24 h) (Figure 101d).

La Figure 102 illustre la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour le Cu_T et le Cu_D pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Une différence significative est observée pour Cu_T durant les jours de la semaine pour les intervalles : 3h00-5h00 ; 9h-11h00 et 11h00-13h00 (6h sur 24h). Pendant les jours du weekend, la différence est significative entre les deux sites pour les intervalles 15h00-17h00 et 17h00-19h00 (4 h sur 24 h). Cependant, Cu_D présente une différence significative durant les jours de la semaine et les jours du weekend pour tous les intervalles et durant tous les jours de la semaine.

La source principale de contamination en cuivre semble identique durant la semaine du lundi jusqu'au dimanche, la fluctuation durant la journée est à relier à la variation de la concentration en cuivre provenant d'une source domestique ou industrielle. Le Cuivre présente des différences temporelle et spatiale importantes sur les deux bassins versants étudiés. Cette observation est cohérente avec les résultats obtenus par Oliver & Cosgrove (1974), Goldstone et al. (1990) et Buzier (2006) qui indiquent que la concentration en cuivre en entrée de station d'épuration présente une variabilité temporelle importante, notamment à l'échelle horaire.

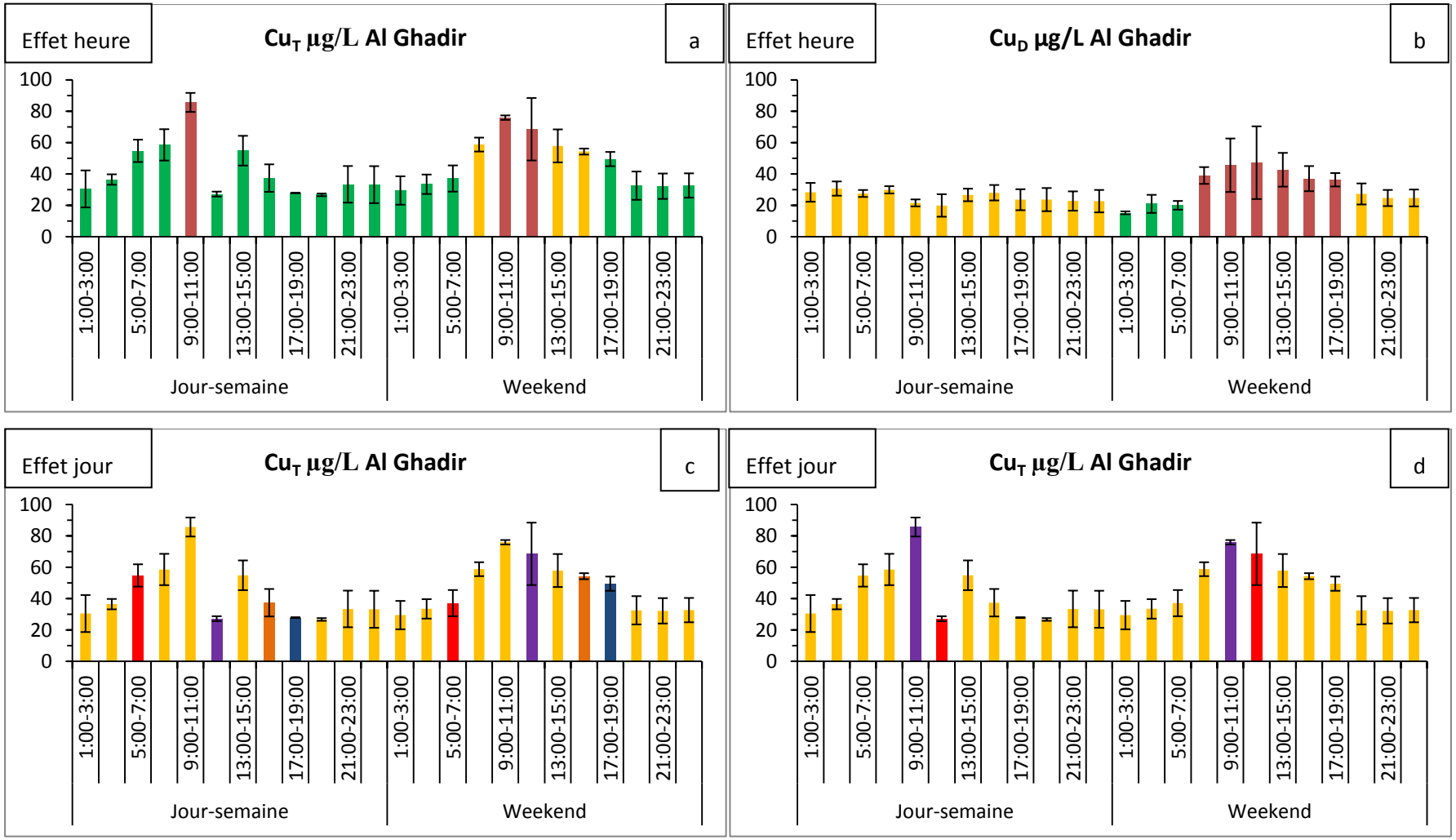


Figure 100. Différence entre effet heure et jour pour le cuivre total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

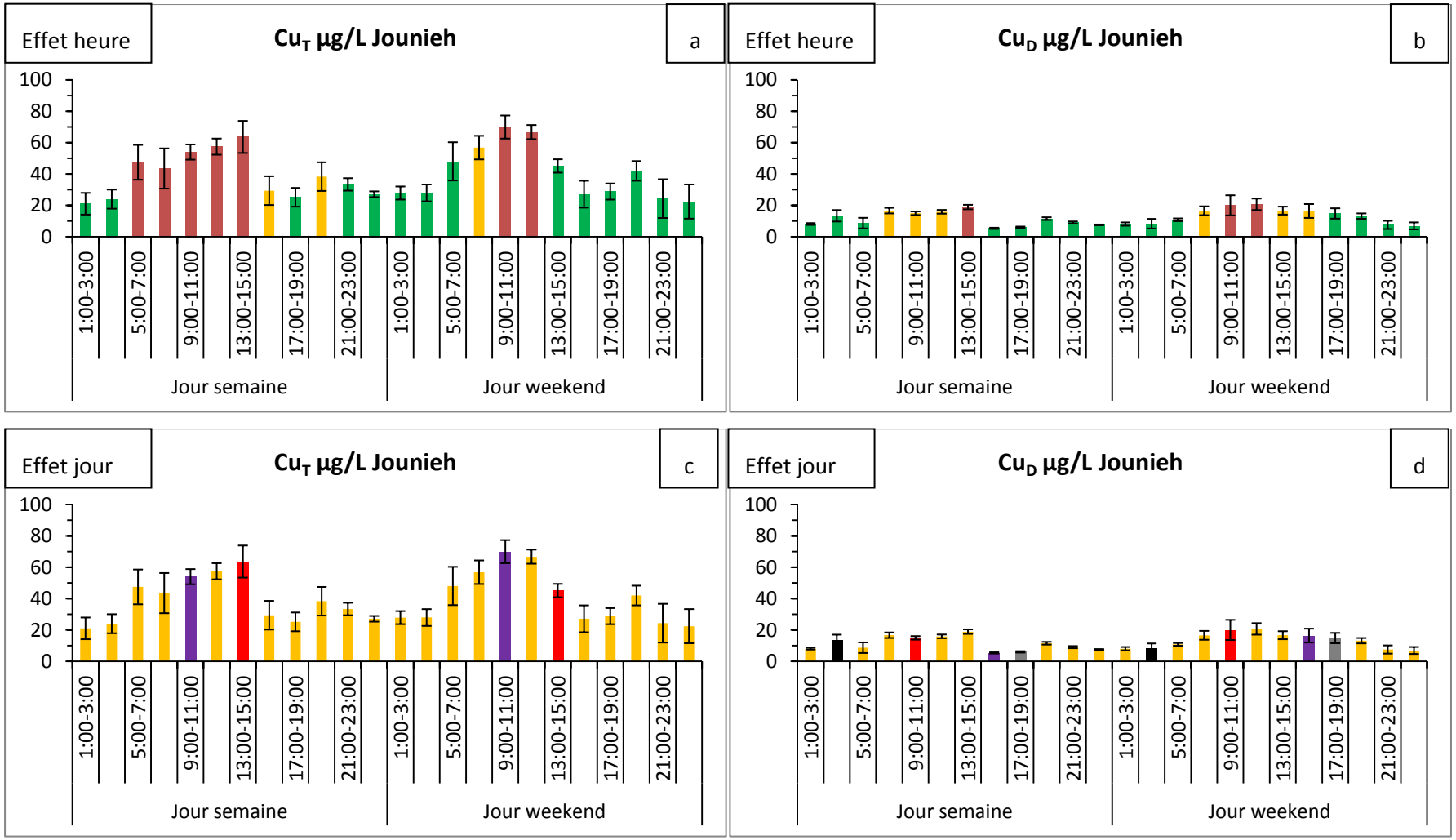


Figure 101. Différence entre effet heure et jour pour le cuivre total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

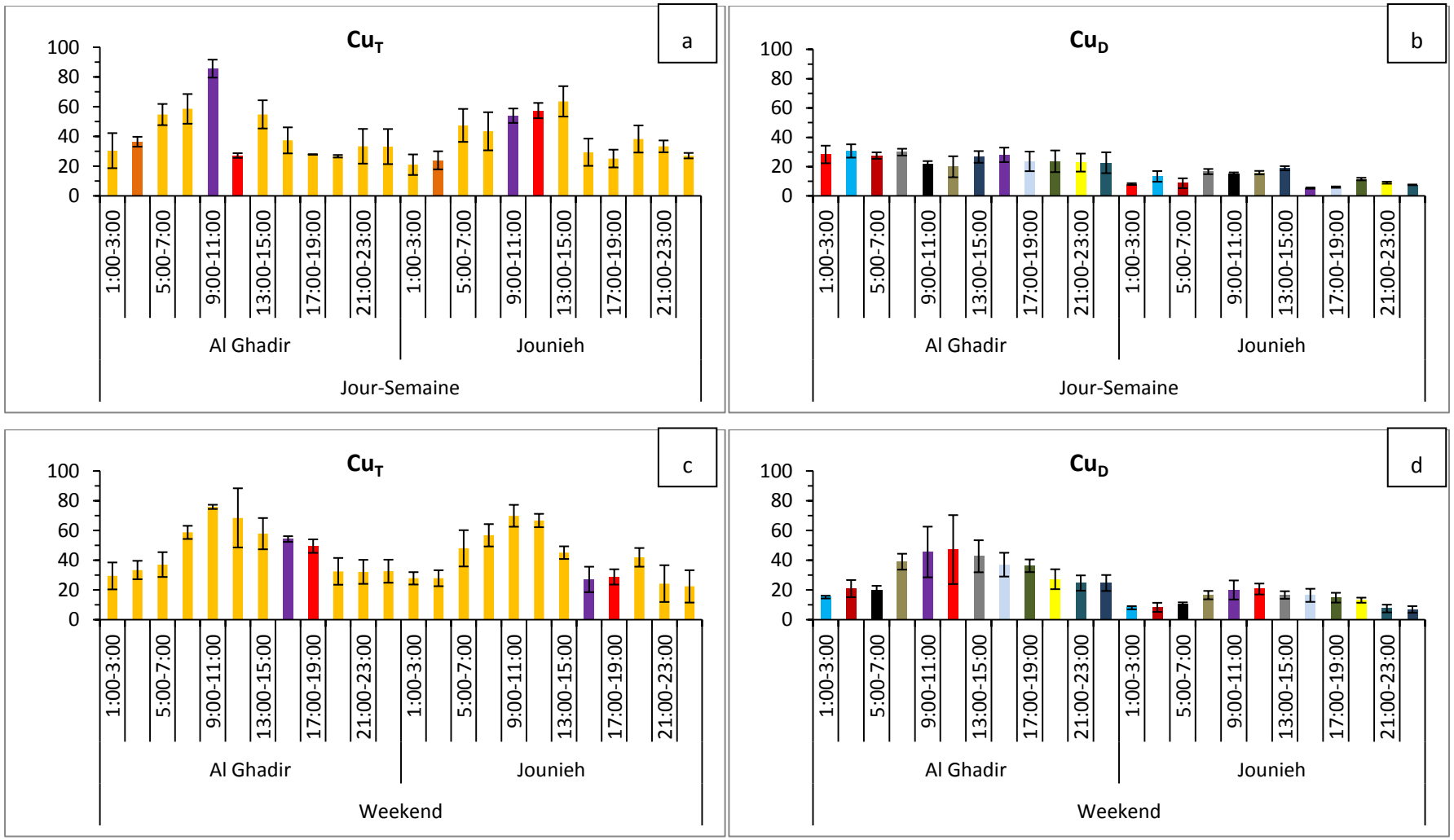


Figure 102. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du cuivre (en µg/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative

III.4.4 Le Plomb

Les valeurs du Plomb total (Pb_T) et dissous (Pb_D) obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh sont illustrées dans la Figure 103. Durant l'intervalle 7h00-9h00 les concentrations maximales en plomb total et dissous sont relevées durant les jours de la semaine et du weekend à Al Ghadir ; les intervalles de temps 9h00-11h00 et 17h00-19h00 représentent deux pics pour chacun des jours de la semaine et du weekend à Jounieh. La concentration moyenne en Plomb total est comparable dans les deux bassins versants (valeur médiane : Al Ghadir jours de la semaine : 27 ; weekend : 25 ; Jounieh jours de la semaine : 22 ; weekend : 19 µg/L). À Al Ghadir, le Plomb dissous constitue 74 % du plomb total pour les jours de la semaine et 68 % pour les jours du weekend. Pour le site de Jounieh, le plomb total est constitué à 77 % de Pb particulaire pour les jours de la semaine et 74 % pour les jours du weekend. Comme évoqué précédemment pour le Zinc et le Cuivre, la répartition dissous-particulaire est très différente entre les deux sites. Le pic le plus important qui peut être assimilé aux activités ménagères (activité journalière des ménages (eaux grises)) est obtenu entre 7h00 et 9h00 durant les jours de la semaine et entre 9h00 et 11h00 pour les jours de weekend.

Les résultats en plomb total obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 22 ; Sébastopol : 20 ; Quais : 18 ; Clichy centre : 20; Coteaux aval : 30 et Clichy aval : 28 µg/L, tout comme ceux de Garnaud (1999) pour le site du Marais (12 µg/L) sont semblables aux valeurs obtenues sur les sites libanais. La fraction particulaire du plomb est comprise entre 82 (Sébastopol) et 91 % (Quais) (Kafi-benyahia, 2006). Ce pourcentage est comparable à celui du bassin versant de Jounieh (Tableau 58). Les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Pb_T : 17 µg/L ; Pb_D : 4,5 µg/L) sont légèrement plus faibles que les résultats d'Al Ghadir et Jounieh.

Bien que les concentrations médianes des deux bassins versants soient comparables, une différence concernant le flux en Pb est à noter ; nous pouvons identifier les effluents d'Al Ghadir comme une source plus élevée (1,5 kg/j) de plomb que celle de Jounieh (0,33 kg/j) exportée vers la Mer Méditerranée.

Les valeurs médianes en Pb_D (Tableau 58) obtenues sur les deux sites libanais sont cependant très nettement supérieures aux concentrations moyennes obtenues par El Khatib (2012) pour le site de Jounieh (Golden Star) durant un jour de la semaine (valeur moyenne : 0,89 ± 0,12) et durant un jour du weekend (valeur moyenne : 0,73 ± 0,35).

Les teneurs en Pb_P mesurées dans les effluents des deux bassins versants sont regroupées dans le Tableau 58. Une différence de 29 % entre la teneur obtenue durant les jours de la semaine (69 mg/kg) et la teneur durant les jours du weekend (49 mg/kg) sur le site de Jounieh a été mise en évidence. La teneur en Pb_P mesurée à Al Ghadir montre une différence de 25 % entre les jours de la semaine (12 mg/kg) et ceux du weekend (16 mg/kg). On peut conclure qu'il y a une différence importante entre les deux bassins versants de Jounieh et d'Al Ghadir pour les teneurs en Pb.

Tableau 58.Concentrations en plomb obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh

	Semaine				**Week-end**			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D
Jounieh Med (min-max)	22 (12-64)	5 (2-9)	69 (40-224)	23	19 (14-54)	5 (3-13)	49 (39-144)	26
Al Ghadir Med (min-max)	27 (19-45)	20 (14-26)	12 (8-31)	74	25 (19-49)	17 (13-29)	16 (12-40)	68

Le test statistique de Mann et Whitney ($\alpha = 0,05$) effectué sur les résultats du plomb total et dissous montre que les jours de la semaine et ceux du weekend ne sont pas statistiquement identiques pour les deux sites.

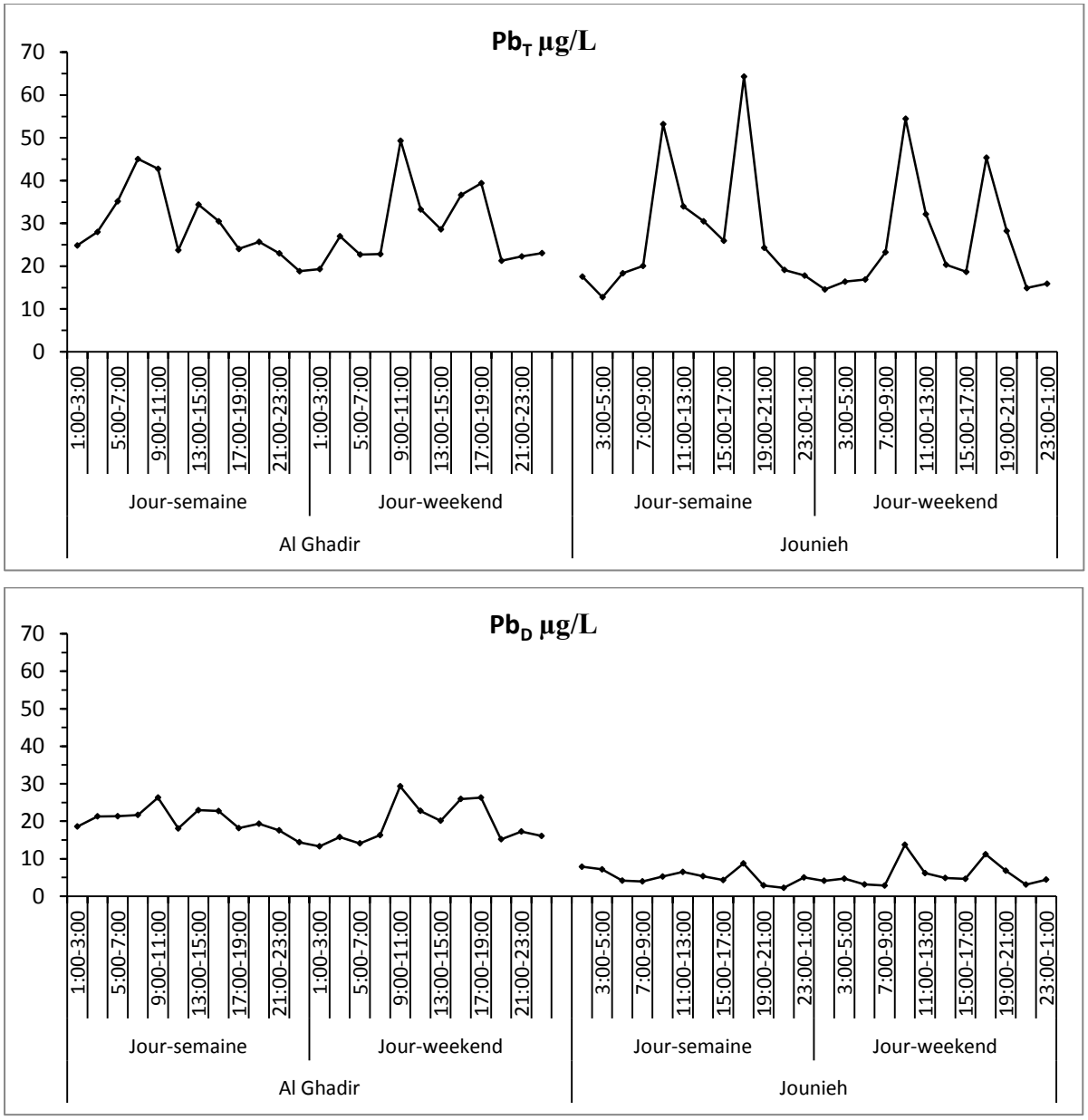


Figure 103. Concentration moyenne du plomb total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh.

Selon la boîte à moustache du Pb total sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh (Figure 104), présentent une dispersion importante, les écarts interquartiles sont respectivement à Al Ghadir en semaine : 42, le weekend : 30 ; à Jounieh en semaine : 71 et le weekend 97 %. Pour le plomb dissous, le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine présente une dispersion modérée, l'écart interquartile est de 25 %. Une dispersion plus importante est observée durant les jours du weekend à Al Ghadir et durant tous les jours (semaine et weekend) à Jounieh, les écarts interquartiles sont respectivement: 50 ; 42 et 81%.

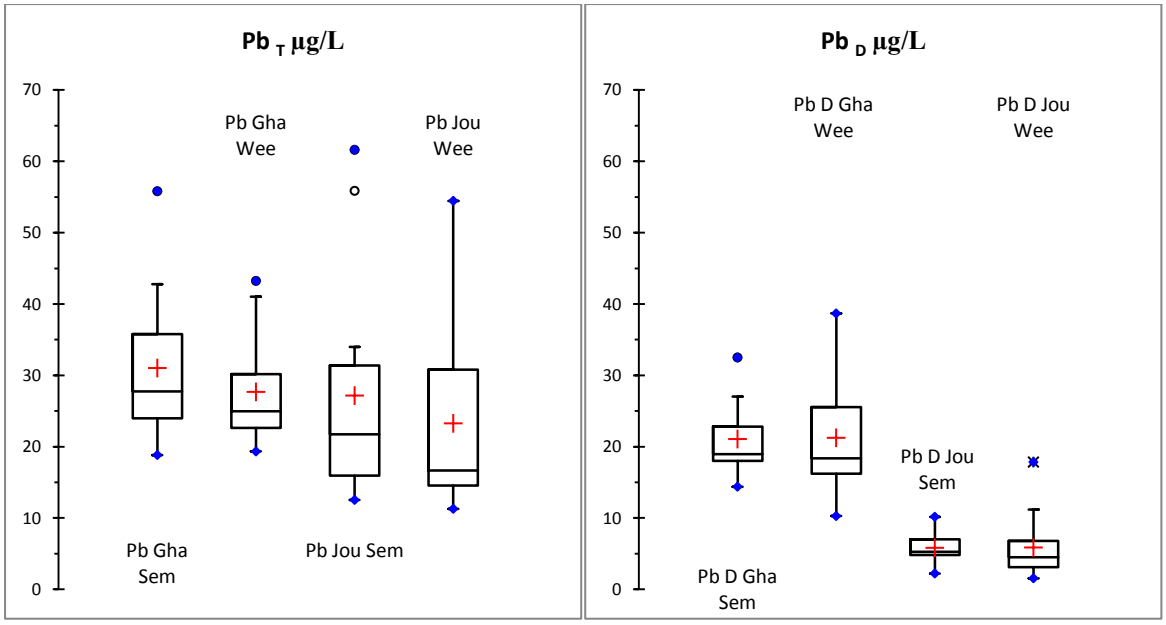


Figure 104. Boîtes à moustache du plomb total et dissous obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh

Les évolutions intra-journalières du plomb total et dissous dans les eaux usées urbaines pour le site d'Al Ghadir sont présentées dans la Figure 105. Une différence significative ressort entre l'intervalle 7h00-9h00 et la tranche 11h00-7h00 durant les jours de la semaine. Durant le weekend, la différence significative se situe au niveau de l'intervalle 11h00-13h00 (décalage de 4 h par rapport aux jours de la semaine) par rapport à la période 17h00-9h00 (Figure 105a). En comparant les jours de la semaine et le weekend pour Pb_T, une différence significative apparait pour les intervalles 7h00-9h00 et 11h00-13h00 (4 h sur 24h) (Figure 105c). Pour Pb_D à Al Ghadir, la différence significative est au niveau de la tranche horaire 9h00-11h00 par comparaison avec l'intervalle 11h00-13h00 et la tranche de temps 17h00-5h00 durant les jours de la semaine. Tandis que, pour le weekend, les concentrations en Pb_D suggèrent une différence significative pour l'intervalle 9h00-11h00 avec l'intervalle 13h00-15h00 et la tranche 17h00-9h00 (Figure 105b). En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend pour Pb_D à Al Ghadir, une différence significative est montrée pour l'intervalle 11h00-13h00 (2 h sur 24 h) (Figure 105d).

La Figure 106 illustre les variations durant les jours de la semaine et du weekend du plomb total et dissous des eaux usées prélevées à l'exutoire du site de Jounieh. Les valeurs en Pb_T durant les jours de la semaine montrent une différence significative pour les intervalles 9h00-11h00 et 17h00-1h00 avec tous les autres intervalles de la journée. Durant le weekend, la différence est entre l'intervalle 9h00-11h00 avec tous les autres intervalles de temps (Figure 106a). Pour la différence entre les jours de la semaine et le weekend, une différence apparait pour les intervalles : 13h00-15h00 ; 15h00-17h00 et 17h00-19h00 (6 h sur 24 h) (Figure 106c). En comparant les concentrations en Pb_D obtenues durant les jours de la semaine à Jounieh, une différence significative survient pour la tranche 1h00-5h00 et l'intervalle 17h00-19h00 avec tous les autres intervalles. Tandis que, pour les jours du weekend, les concentrations soulignent une différence significative pour l'intervalle 9h00-11h00 avec tous les autres intervalles (Figure 106b). Pour le Pb_D, entre les jours de la semaine et le weekend les intervalles de temps significatifs sont : 1h00-3h00 ; 3h00-5h00 ; 5h00-7h00 ; 7h00-9h00 ; 9h00-11h00 ; 17h00-19h00 ; 19h-21h00 et 23h00-1h00 (16 h sur 24 h) (Figure 106d).

On peut conclure que la variabilité temporelle obtenue pour le Plomb est probablement issue des activités industrielles (usine qui fabrique des accumulateurs et des piles) surtout entre l'intervalle 9h00-11h00 et 17h00-19h00 pour les jours de la semaine et de weekend à Jounieh.

La Figure 107 illustre la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour le Pb_T et le Pb_D pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Une différence significative est observée

pour le Pb_T durant les jours de la semaine entre les deux sites pour les intervalles : 1h00-3h00 ; 3h00-5h00 ; 5h00-7h00 ; 7h00-9h00 ; 9h-11h00 et 17h00-19h00 (12 h sur 24 h). Pendant les jours du weekend, une différence significative est observée entre les deux sites pour les intervalles : 13h00-15h00 ; 15h00-17h00 ; 17h00-19h00 ; 19h00-21h00 ; 21h00-23h00 et 23h00-1h00 (12 h sur 24 h). Cependant, les valeurs du Pb_D présentent une différence significative durant les jours de la semaine et les jours du weekend pour tous les intervalles et durant tous les jours de la semaine.

Comme le Zn_D et le Cu_D, le Pb_D présente : (i) une variabilité temporelle au sein d'un même site et durant les jours de la semaine et les jours du weekend et (ii) une différence spatiale entre le bassin versants d'Al Ghadir et celui de Jounieh.

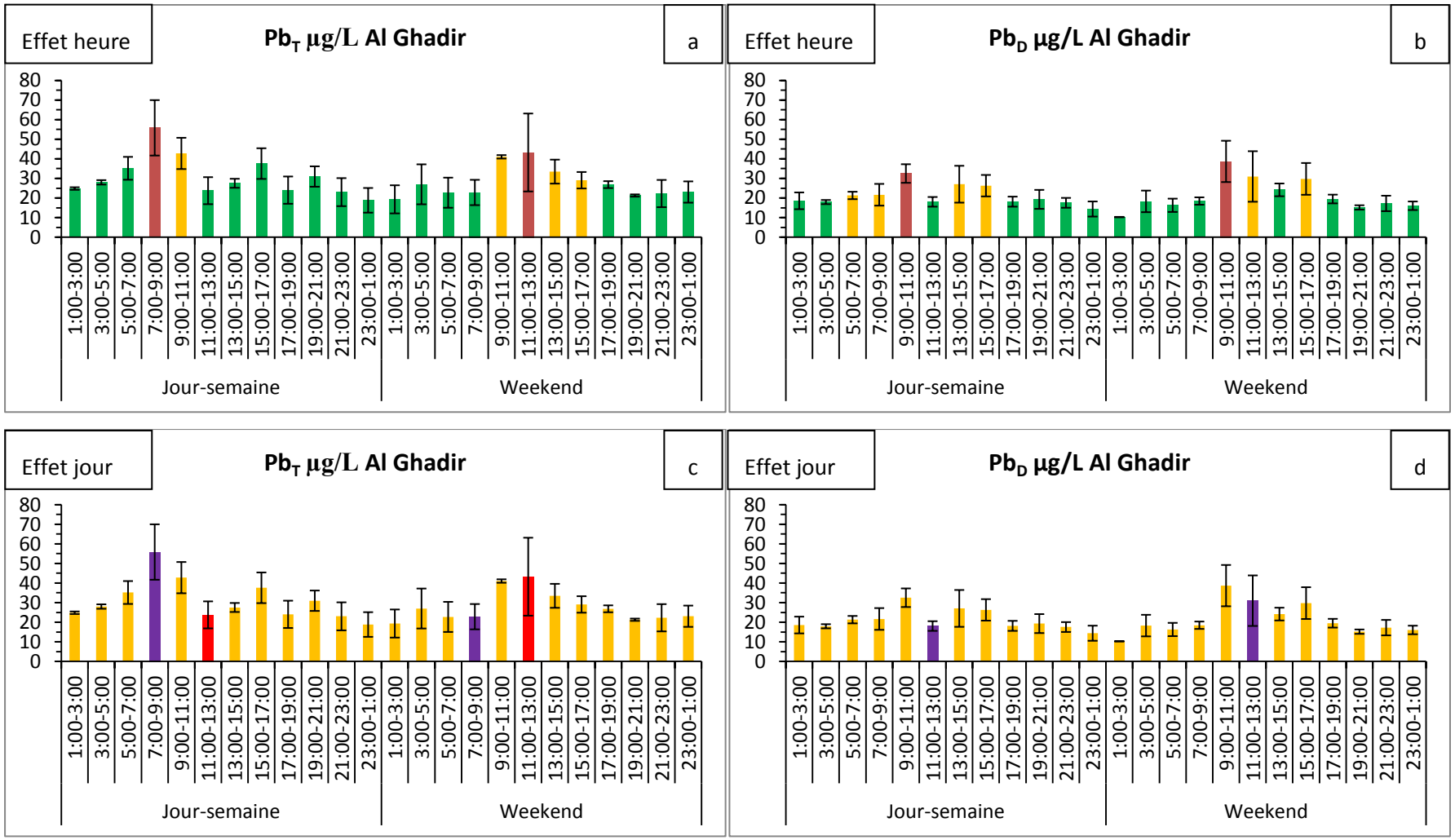


Figure 105. Différence entre effet heure et jour pour le plomb total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

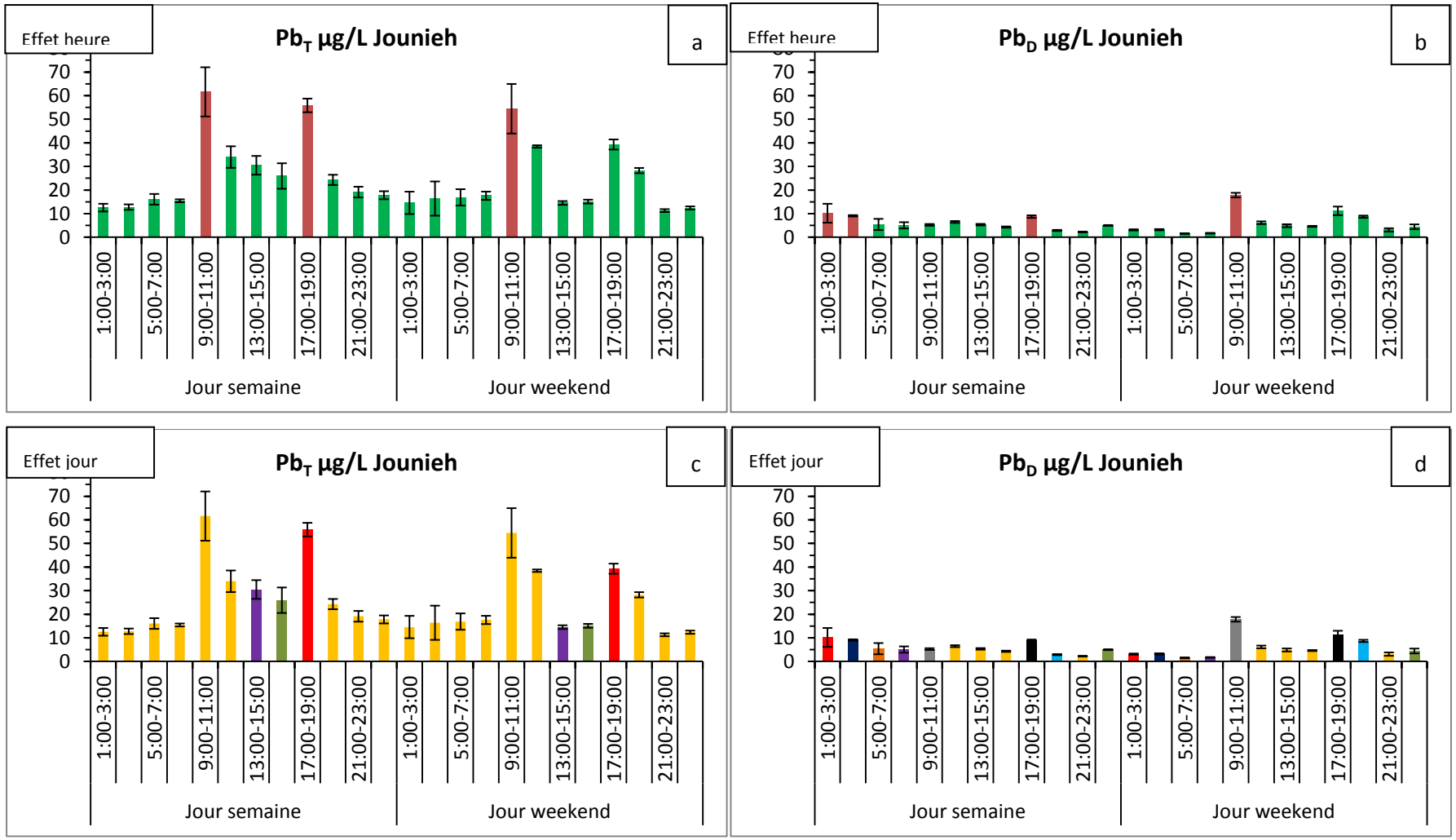


Figure 106. Différence entre effet heure et jour pour le plomb total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

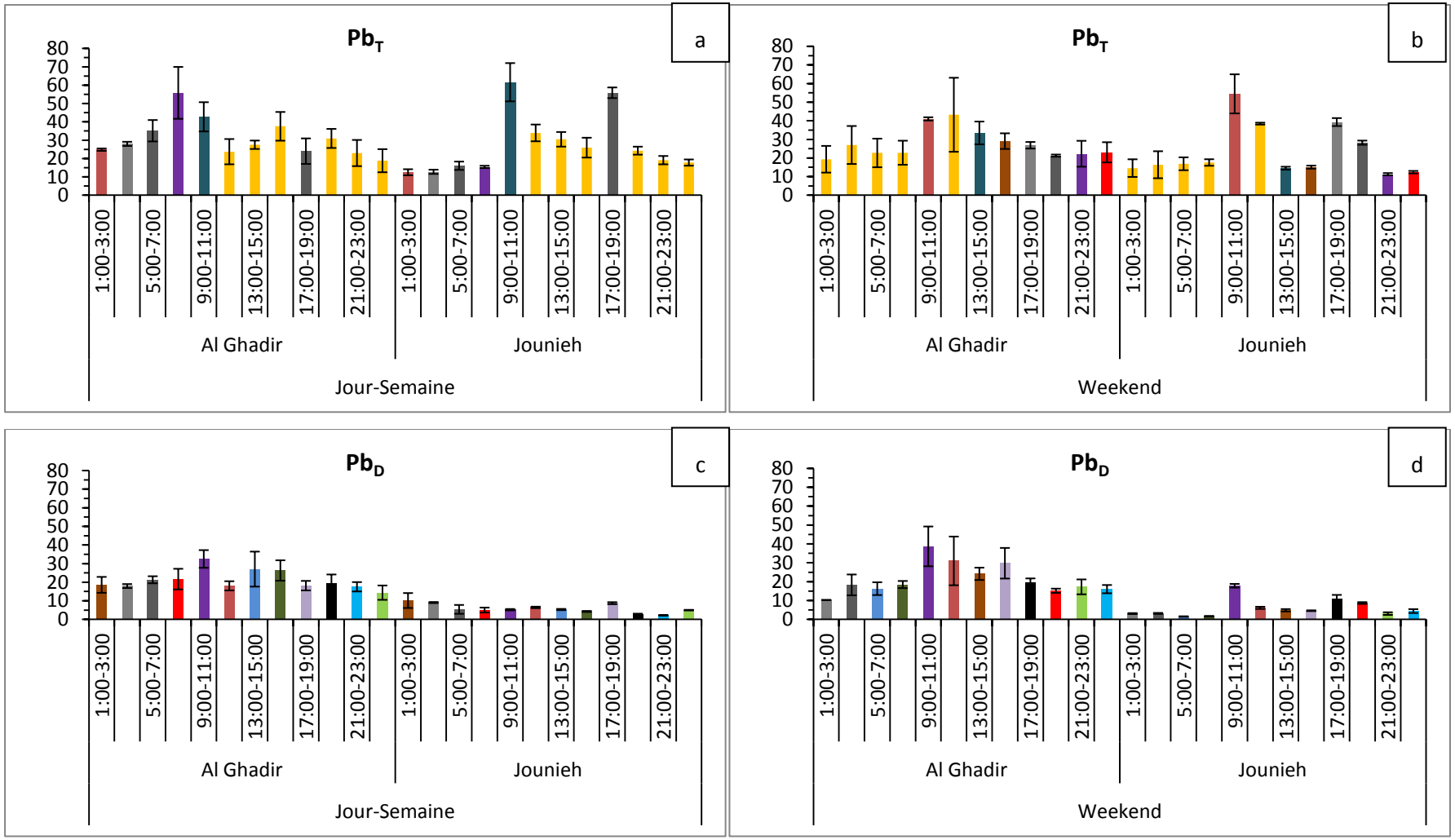


Figure 107. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du plomb (en µg/L). Fig. a, b, c et d chaque couleur et son correspondant représente une différence significative

III.4.5 Le Cadmium

La Figure 110 présente les valeurs du cadmium total (Cd_T) et dissous (Cd_D) obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh. Les concentrations évoluent fortement au cours de la journée dans la semaine pour le site d'Al Ghadir. La variation du cadmium total et dissous en fonction du temps est différente entre les deux sites pour les jours de la semaine. La concentration en Cd_T est supérieure dans le bassin versant d'Al Ghadir (valeur médiane : Al Ghadir jours de la semaine : 10,5 ; weekend : 3,7 ; Jounieh jours de la semaine : 3 ; weekend : 4,6 µg/L). Le cadmium dissous constitue 86 % du Cd total pour les jours de la semaine et 73 % pour les jours du weekend. Pour le site de Jounieh, le cadmium total est constitué à 77 % de Cd dissous pour les jours de la semaine et 83 % pour les jours du weekend. C'est remarquable que le cadmium se trouve principalement dans la fraction dissoute pour les deux bassins versants au Liban. Le Cd total observé par El Khatib (2012) à Jounieh (Golden Star) est de 1,05 µg/L dans les eaux usées d'un jour de la semaine, cette concentration est inferieure d'un facteur de 3 aux valeurs de cette étude. La concentration importante en Cadmium obtenue à Al Ghadir durant les seuls jours de la semaine semble indiquer une source industrielle à cette contamination.

Les résultats en Cd_T obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 0,45 ; Sébastopol : 0,56 ; Quais : 0,67 ; Clichy centre : 0,5; Coteaux aval : 0,43 et Clichy aval : 0,36 µg/L, tout comme les résultats obtenus par Garnaud (1999) pour le site du Marais (0,3 µg/L), sont nettement inférieurs aux valeurs obtenues dans les deux bassins libanais et surtout Al Ghadir (jours de la semaine). La fraction particulaire du cadmium est comprise entre 67 (Clichy aval) et 81 % (Sébastopol) du cadmium total (Kafi-benyahia, 2006). Il s'agit d'une répartition diamétralement différente de celle observée sur les sites libanais. Les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Cd_T : 0,6 µg/L ; Cd_D : 0,5 µg/L)) sont aussi beaucoup plus faibles que les résultats d'Al Ghadir et Jounieh. Toutefois, 83 % du cadmium est sous forme dissoute, ce qui est comparable à nos observations sur les deux sites libanais.

A l'instar du Zn et du Cr, une grande différence concernant le flux de Cd total est à noter entre les deux bassins versants (13 fois plus élevée pour le site d'Al Ghadir). Al Ghadir est une source importante (0,6 kg/j contre 0,045 kg/j pour Jounieh) de cadmium exportée vers la Mer Méditerranée.

Les valeurs médianes en Cd_D (Tableau 59) obtenues sur les sites libanais ne sont pas comparables aux concentrations moyennes obtenues par El Khatib (2012) pour le site de Jounieh (Golden Star) durant un jour de la semaine (valeur moyenne : 0,03 ± 0,007) et durant un jour du weekend (valeur moyenne : 0,024 ± 0,012).

Les teneurs en Cd_P mesurées dans les effluents des deux bassins versants sont regroupées dans le Tableau 58. Une différence de 42 % entre la teneur obtenue durant les jours de la semaine (2,3 mg/kg) et celle des jours du weekend (4 mg/kg) sur le site de Jounieh apparait. Les deux bassins versants de Jounieh et d'Al Ghadir présentent des teneurs comparables tant pour les jours de la semaine que ceux du weekend.

Tableau 59.Concentrations en cadmium dissous obtenues sur les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh

	Semaine				**Week-end**			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P* (mg/kg)	% D
Jounieh Med (min-max)	3 (2-6)	2,5 (2,5-3,5)	2,3 (2-14)	83	4,6 (3-5)	3 (2-3,5)	4 (3,5-6)	75
Al Ghadir Med (min-max)	10,5 (9,8-16)	8 (5,7-9,5)	7 (4-11)	76	3,7 (2-4,6)	2,3 (1,6-2,8)	2,8 (2,4-3,6)	62

Le test statistique de Mann et Whitney (α = 0,05) effectué sur les résultats du cadmium total et dissous montre que les jours de la semaine et ceux du weekend sont statistiquement identiques pour le site de Jounieh. Toutes les autres comparaisons montrent des différences significatives.

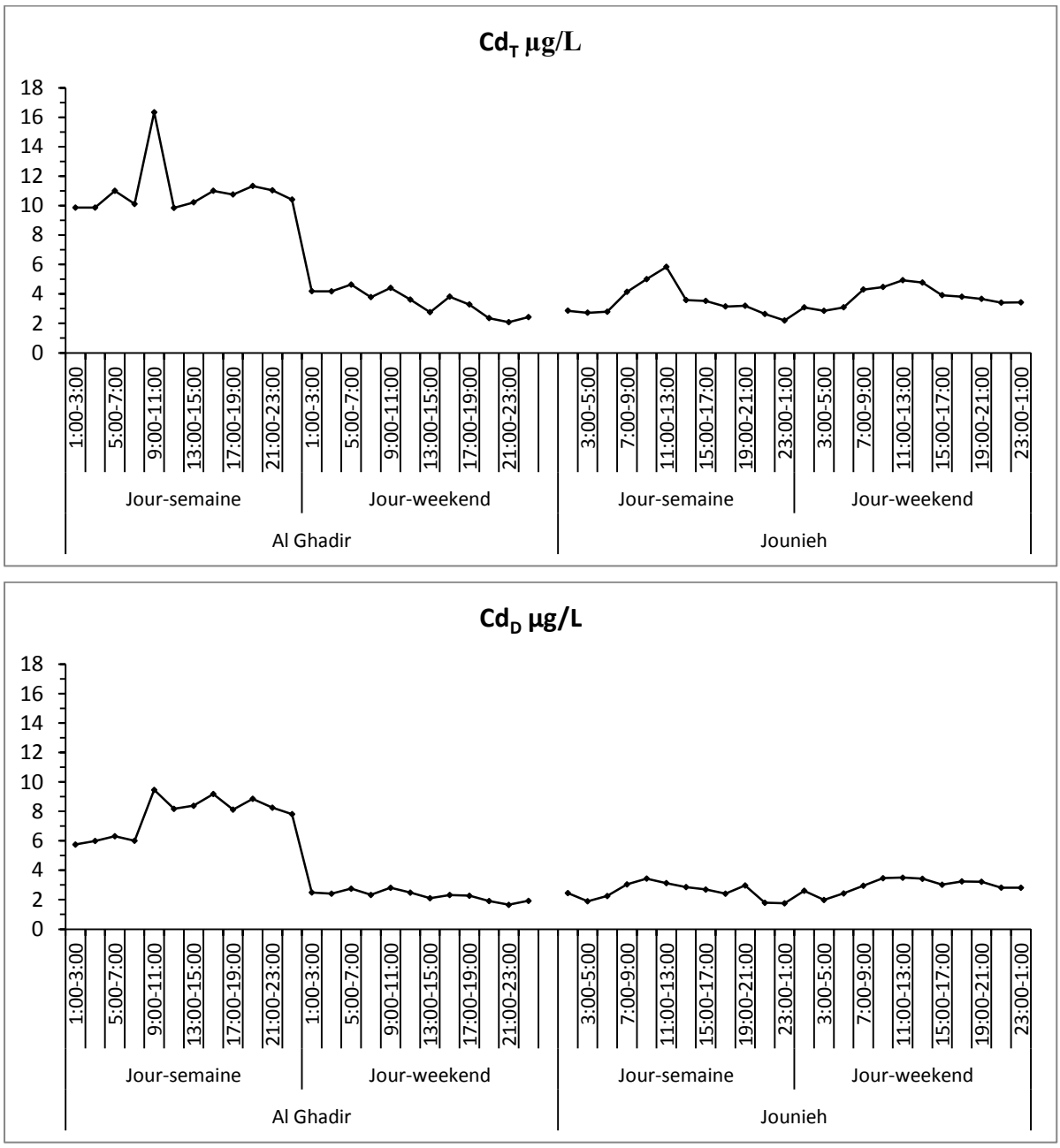


Figure 108. Concentration moyenne du cadmium total et dissous obtenue sur les sites d'Al Ghadir et Jounieh.

Selon la boîte à moustache du Cd total sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh (Figure 109) le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine et le site de Jounieh durant les jours du weekend présentent une dispersion modérée, l'écart interquartile est respectivement de 9 et 17 %. Une dispersion importante est observée durant les jours du weekend à Al Ghadir et durant les jours de la semaine à Jounieh, les écarts interquartiles sont respectivement de 55 et 36 %. Pour le cadmium dissous, le site d'Al Ghadir, durant les jours de la semaine et le weekend et le site de Jounieh durant les jours du weekend présentent une dispersion modérée, l'écart interquartile est respectivement de 16 ; 20 et 28 %. Une dispersion plus importante est observée durant les jours de la semaine à Jounieh, l'écart interquartile est de 48 %.

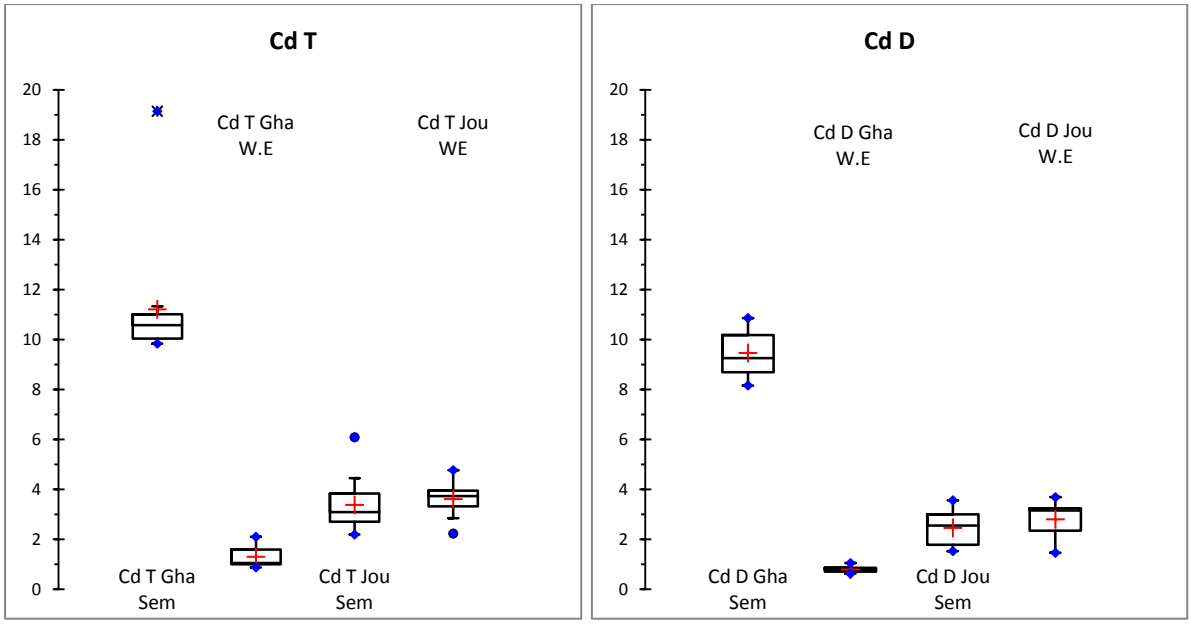


Figure 109 Boîtes à moustache du cadmium total et dissous obtenues sur les sites d'Al Ghadir et de Jounieh

La Figure 110 présente les variations en fonction des intervalles de temps durant les jours de la semaine et du weekend du cadmium total et dissous des eaux usées prélevées à l'exutoire du site d'Al Ghadir. Les résultats montrent que pour le site d'Al Ghadir, les valeurs obtenues en Cd_T durant les jours de la semaine sont significativement différentes pour l'intervalle 9h00-11h00 par comparaison avec tous les autres intervalles de temps de la journée. Durant le weekend, aucune différence n'apparait (Figure 110a). Pour la variation entre les jours de la semaine et le weekend une différence est présente pour tous les intervalles (24 h sur 24 h) (Figure 110c). Pour le cadmium dissous, durant les jours de la semaine, une différence significative ressort pour la tranche 11h00-17h00 avec l'intervalle 1h00-3h00. Tandis qu'en comparant les concentrations du cadmium dissous obtenues durant les jours du weekend à Al Ghadir, aucune différence n'est observée (Figure 110b). Pour la différence du cadmium dissous entre les jours de la semaine et le weekend tous les intervalles de temps sont significatifs : (24 h sur 24 h) (Figure 110d).

Les évolutions intra-journalières du cadmium total et dissous des effluents urbaines pour le site de Jounieh sont présentées Figure 111. Durant les jours de la semaine une différence significative est observée pour l'intervalle 11h00-13h00 avec la tranche 13h00-7h00. Durant le weekend, une différence significative est montrée pour l'intervalle 11h00-13h00 avec la période 19h00-7h00 (Figure 111a). En comparant les jours de la semaine et le weekend pour le cadmium total, une différence significative apparait pour l'intervalle 11h00-13h00 (2 h sur 24 h) (Figure 111c). Pour le cadmium dissous, une différence significative est observée pour l'intervalle 9h00-11h00 par comparaison avec la tranche 11h00-7h00 durant les jours de la semaine. Tandis que pour le weekend, les concentrations en cadmium dissous montrent une différence significative pour l'intervalle 9h00-11h00 par comparaison avec les tranches 19h00-9h00 et 11h00-17h00 (Figure 111b). En comparant les jours de la semaine et les jours de weekend pour le cadmium dissous à Jounieh une différence significative est mise en évidence pour les intervalles 7h00-9h00 ; 17h00-19h00, 21h00-23h00 et 23h00-1h00 (8 h sur 24 h) (Figure 111d).

La Figure 112 illustre la comparaison entre les deux sites d'Al Ghadir et de Jounieh pour le Cd_T et le Cd_D pour les jours de la semaine et les jours du weekend. Les valeurs de Cd_T et Cd_D présentent une différence significative durant les jours de la semaine et les jours du weekend pour tous les intervalles et durant tous les jours de la semaine. On peut en conclure que le cadmium sur le site d'Al Ghadir durant les jours de la semaine présente une source de contamination importante de la Mer Méditerranée.

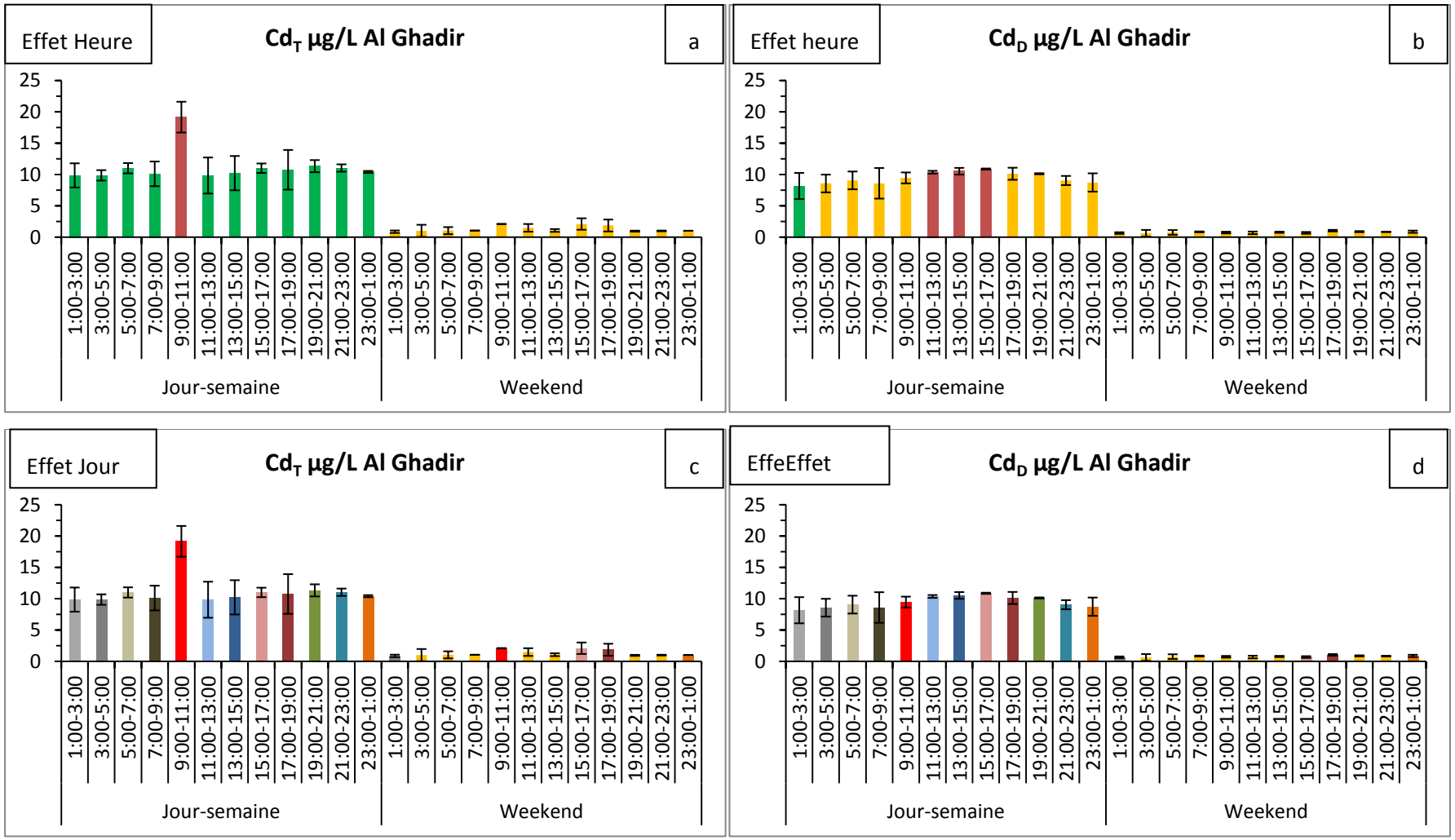


Figure 110. Différence entre effet heure et jour pour le cadmium total et dissous sur le site d'Al Ghadir. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

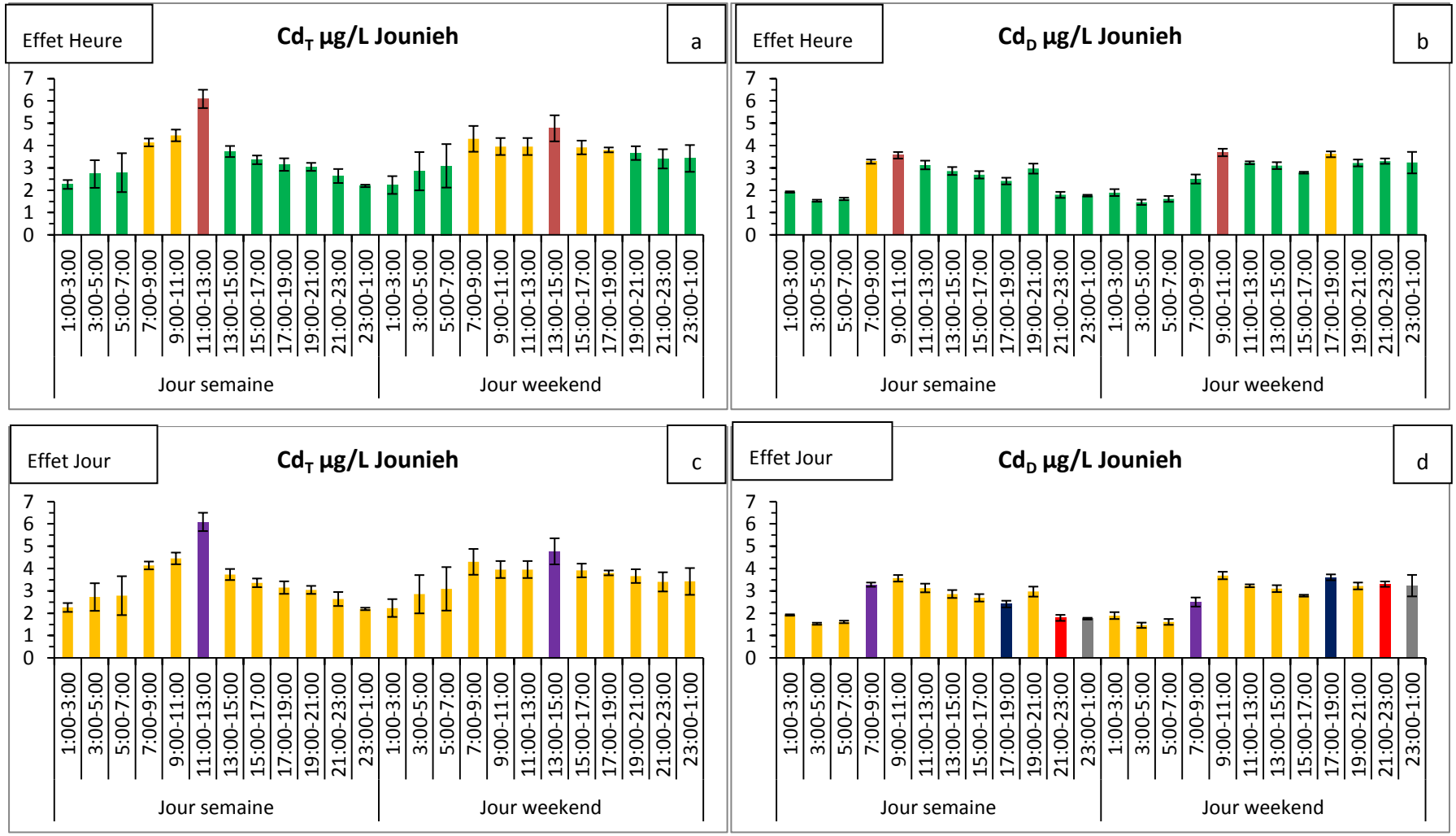


Figure 111. Différence entre effet heure et jour pour le cadmium total et dissous sur le site de Jounieh. Fig. a et b jaune-jaune différences non significatives ; rouge-vert différences significatives. Fig. c et d chaque couleur (jour-semaine) et son correspondant (jour-weekend) représente une différence significative.

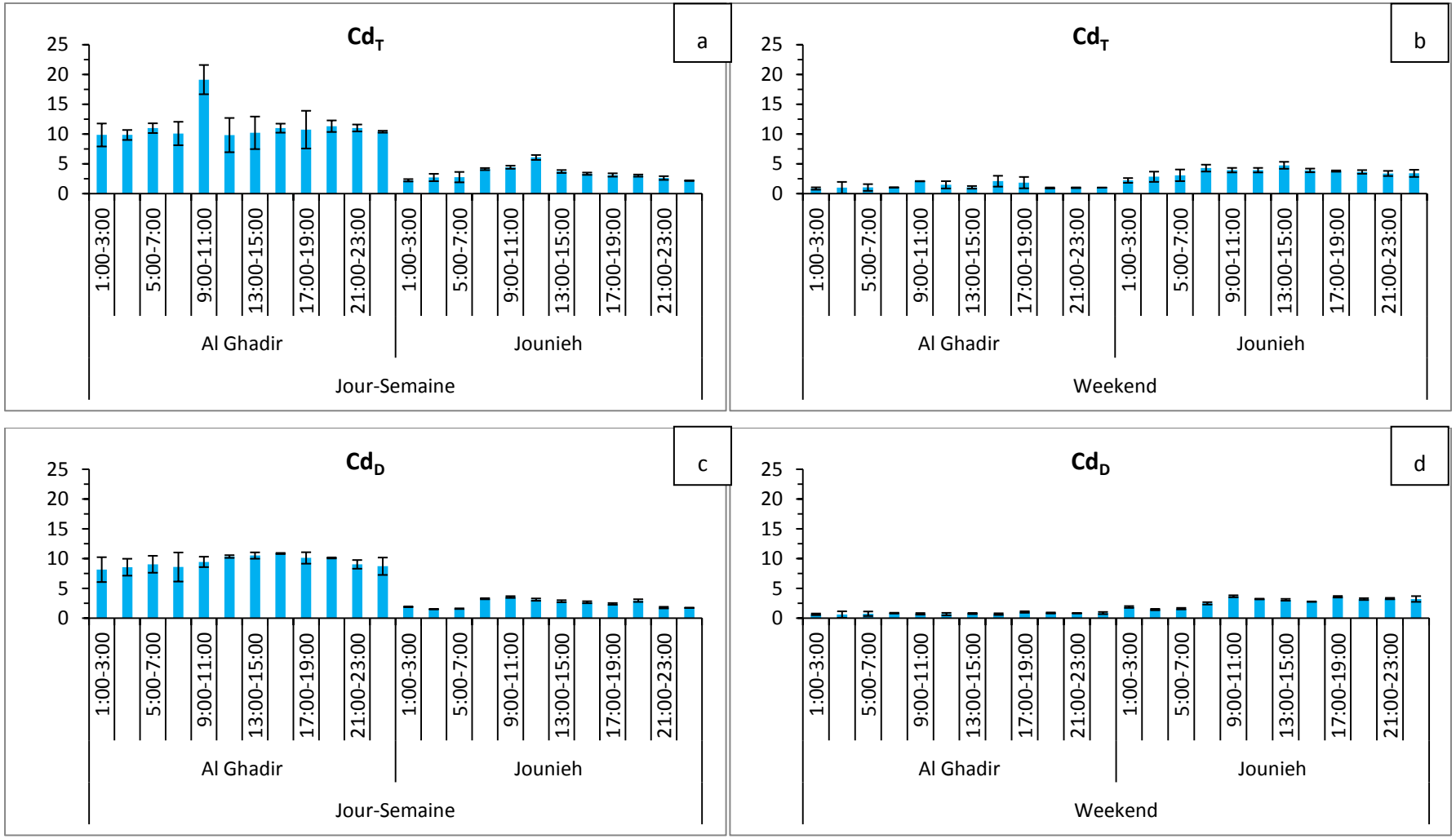


Figure 112. Comparaison des jours de la semaine et du weekend entre les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh pour l'effet heure du cadmium (en µg/L). Fig. a, b, c et d la couleur bleue représente une différence significative pour tous les intervalles entre les deux sites.

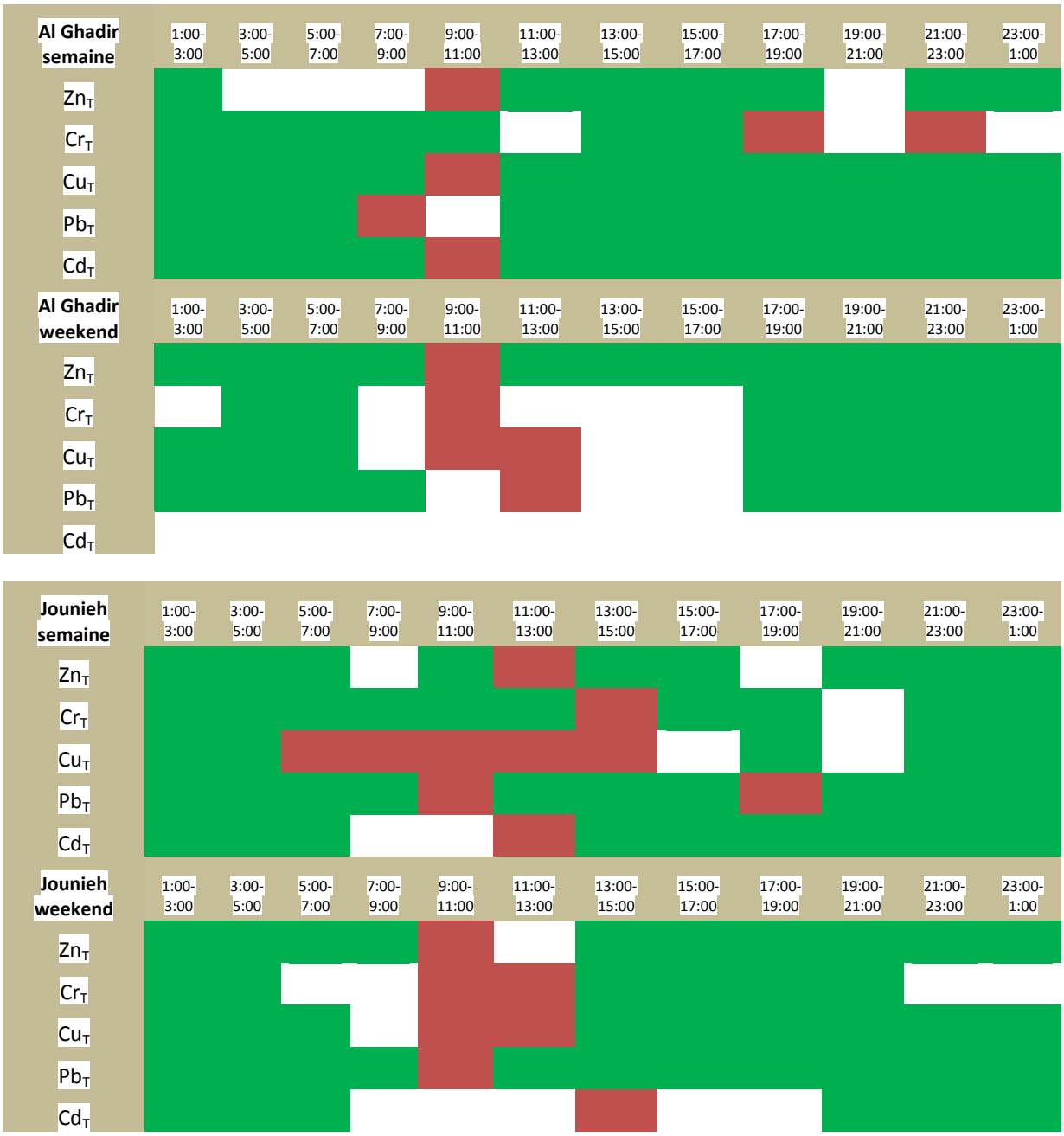
III.4.6 Synthèse sur les ETM obtenus au Liban

La différence entre les intervalles de temps des éléments traces métalliques est présentée en fonction des couleurs rouge et verte dans le Tableau 60. La couleur rouge indique les valeurs élevées qui sont significativement différentes des valeurs plus petites indiquées en couleur verte. Une observation globale de ce tableau montre la dominance de la couleur verte pour les jours de weekend et les jours de la semaine sur les deux sites de prélèvement. Ce qui est intéressant c'est la différence systématique entre les heures du jour particulièrement entre 9h et midi avec le reste des heures de la journée.

Pour le site d'Al Ghadir, trois éléments traces métalliques qui sont le zinc, le cuivre et le plomb présentent durant les jours de la semaine le même comportement à l'intervalle de temps 9h00-11h00, à savoir un pic qui est significativement différent des autres valeurs de la journée. Le Pb a le même comportement mais avec un léger décalage dans le temps, car la valeur maximale est pour l'intervalle 7h00-9h00. Il est remarquable que pour le chrome la couleur rouge se trouve dominante pour les intervalles 17h00-19h00 et 21h00-23h00. Durant les jours du weekend la couleur verte domine et elle s'étale entre l'intervalle 17h00-19h00 et 5h00-7h00. Tandis que, les valeurs maximales dominent pour la tranche 9h00-13h00.

Le Zn, Cd et Cr dans le bassin versant de Jounieh durant les jours de la semaine présentent le même comportement (un décalage de deux heures pour le Cr), la couleur rouge prédomine pendant l'intervalle 11h0-13h00 (Zn et Cd) et l'intervalle 13h00-15h00 pour le Cr. Le cuivre indique un comportement différent, la couleur rouge se trouve entre l'intervalle 5h00-7h00 et l'intervalle 13h00-15h00. Tandis que, le plomb présente une différence significative pout l'intervalle 9h00-11h00 et l'intervalle 17h00-19h00 avec tous les autres intervalles de la journée. Pour les jours du weekend, la couleur verte prédomine et s'étale entre l'intervalle 13h00-15h00 et 5h00-7h00 pour la plupart des ETM.

Tableau 60. Comparaison des variations journalières des éléments traces métalliques pour les sites d'Al Ghadir et de Jounieh durant la semaine et le weekend; les couleurs rouge -verte indiquent une différence significative (NB : la couleur rouge présente des valeurs supérieures à la couleur verte et la couleur blanche représente des valeurs communes).



III.4.7 Principales conclusions sur les ETM dans les eaux usées au Liban

Nous pouvons déduire une différence significative par la comparaison entre les deux bassins versants étudiés qui varie entre 2 et 8 heures pendant les jours de la semaine et les jours de weekend pour les ETM totaux. La fraction dissoute de tous les ETM suivis présente une différence significative durant les 24 heures entre les deux bassins d'Al Ghadir et de Jounieh pour tous les jours de la semaine. C'est-à-dire que toutes les concentrations obtenues dans les intervalles de temps (24 heures) à Al Ghadir durant les sept jours de la semaine sont différentes des concentrations obtenues à Jounieh pour la fraction dissoutes des ETM.

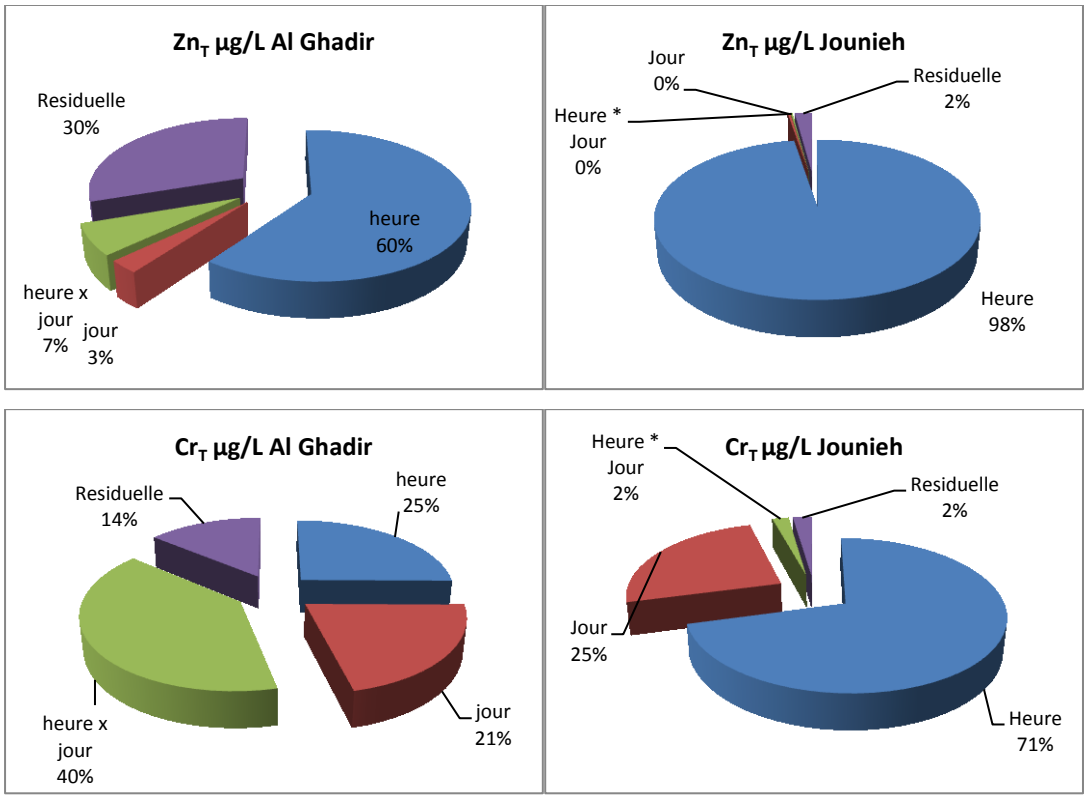
Globalement, le flux des ETM exporté vers la Mer Méditerranée est plus important dans le bassin versant d'Al Ghadir pour deux raisons : 1- une concentration médiane en ETM est plus élevée. 2- un

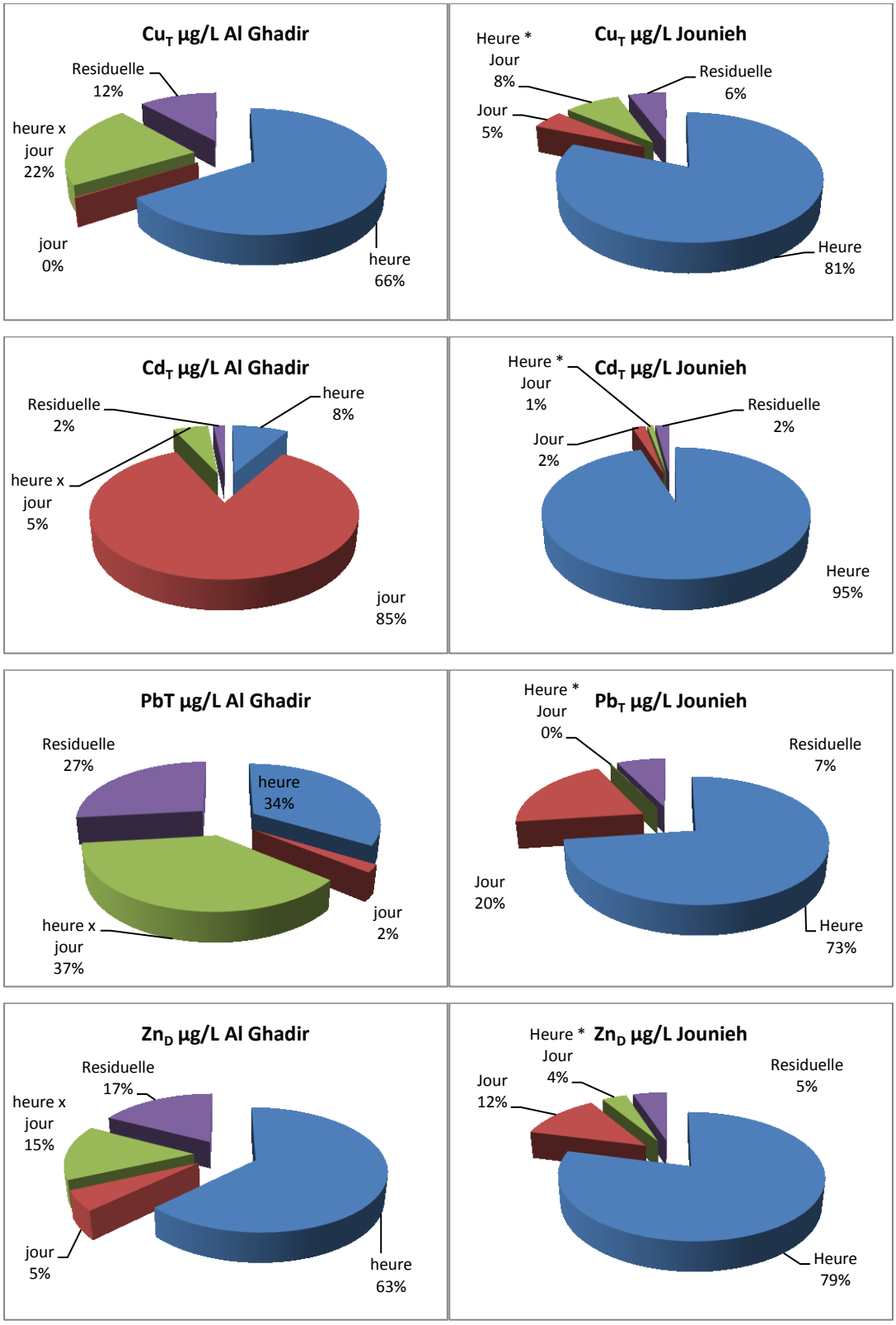
débit 5 fois plus fort. Les flux de Zn, Cr et Cd durant les jours de la semaine dans les effluents d'Al Ghadir font de ce bassin versant une source importante de ces éléments traces métalliques pour la Mer Méditerranée. Cependant, les flux de Pb et de Cu présentent des différences moins marquées entre les deux bassins étant donné que les concentrations sont comparables alors que le débit reste toujours plus élevé à Al Ghadir. Enfin, nous avons mis en évidence que le bassin versant de Jounieh représentait une source plus importante de chrome particulaire que celui d'Al Ghadir exportée vers la Mer Méditerranée.

La Figure 113 résume la répartition des ETM totaux et dissous dans les rejets domestiques. La variabilité du Zn_T dépend de l'heure à 60 et 98 %, celle du Cu_T dépend également de l'heure à 66 et 81 % ainsi que celle du Pb_T à 34 et 73 %, respectivement pour Al Ghadir et Jounieh (% de différence au niveau des heures de la même journée). La fraction dissoute de ces trois éléments présente le même comportement vis-à-vis de sa dépendance à l'heure de la journée (Al Ghadir : Zn_D : 63 ; Cu_D : 28 Pb_D : 59 % ; Jounieh : Zn_D : 79 ; Cu_D : 80 Pb_D : 92 %).

Les variabilités des fractions totale et dissoute du cadmium sont liées au jour de la semaine pour le bassin versant d'Al Ghadir à 85 et 96 % respectivement pour le Cd_T et Cd_D. Par contre, sur le bassin versant de Jounieh, les variabilités s'expliquent par l'heure dans la journée à 95 et 98 pour le Cd_T et le Cd_D.

La variabilité des concentrations en chrome total dépend à la fois des effets combinés heure et jour à 40 % pour le site d'Al Ghadir. Pour le site de Jounieh, la variabilité des concentrations en chrome total dépend à 71 % de l'heure et 25 % de l'effet jour. La variabilité du chrome dissous dépend seulement de l'effet heure pour les deux sites (Al Ghadir : 55 % Jounieh 92 : %). On peut en conclure pour le chrome, que la fraction particulaire est responsable de la variation entre les jours de la semaine et les jours du weekend.




Cu$_T$ µg/L Al Ghadir
Residuelle 12%
heure x jour 22%
jour 0%
heure 66%
Cu$_T$ µg/L Jounieh
Heure * Jour 8%
Jour 5%
Residuelle 6%
Heure 81%
Cd$_T$ µg/L Al Ghadir
Residuelle 2%
heure 8%
heure x jour 5%
jour 85%
Cd$_T$ µg/L Jounieh
Heure * Jour 1%
Jour 2%
Residuelle 2%
Heure 95%
PbT µg/L Al Ghadir
Residuelle 27%
heure 34%
jour 2%
heure x jour 37%
Pb$_T$ µg/L Jounieh
Heure * Jour 0%
Residuelle 7%
Jour 20%
Heure 73%
Zn$_D$ µg/L Al Ghadir
Residuelle 17%
heure x jour 15%
jour 5%
heure 63%
Zn$_D$ µg/L Jounieh
Heure * Jour 4%
Jour 12%
Residuelle 5%
Heure 79%

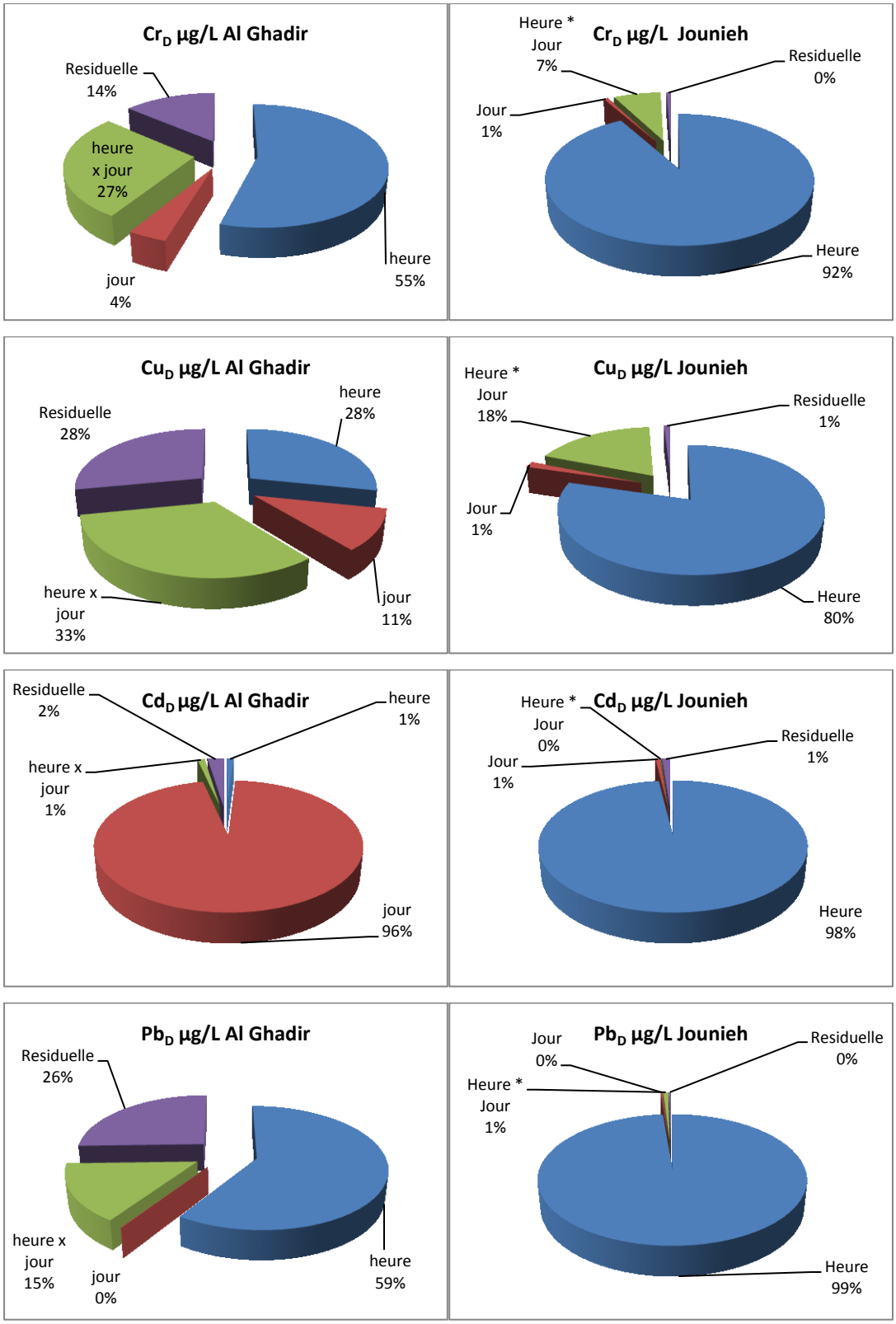


Figure 113. Récapitulatif des résultats obtenus pour les ETM entre l'effet heure et l'effet jour.

III.5 ETM en France

Cette partie synthétise les résultats pour les éléments traces métalliques obtenus sur différents sites de l'agglomération parisienne :

- dans les eaux usées des émissaires (CAA, SAN, SAR) de la STEP de Seine Aval, l'émissaire de la STEP Seine Amont et l'émissaire de la STEP Marne Aval.
- au sein de la STEP Seine Centre : avant et après les étapes de traitement primaire et secondaire (P1 : eau prétraitée ; P2 : eau décantée ; P3 : eau de rejet) ;
- l'eau en sortie de Seine Aval ;
- pour la Seine à Andrésy, Méricourt et Suresnes.

III.5.1 ETM dans les émissaires

Les concentrations en Cr, Zn, Cu, Cd et Pb dans les eaux usées brutes ont été mesurée pour trois émissaires de la STEP Seine Aval, celui de la STEP Marne Aval et celui de la station Seine Amont.

Le Tableau 61, regroupe les concentrations des ETM pour les quatre prélèvements réalisés entre mars et juin 2013. Les valeurs médianes de ces ETM ont été évaluées à :

- pour le Cr_T : 13,3 µg/L (CAA), 7,8 µg/L (SAN), 9,2 µg/L (SAR), 8 µg/L (Marne Aval) et 9,9 µg/L (Seine Amont) ;
- pour le Zn_T : 339 µg/L (CAA), 200 µg/L (SAN), 321 µg/L (SAR), 265 µg/L (Marne Aval) et 219 µg/L (Seine Amont) ;
- pour le Cu_T : 87 µg/L (CAA), 51 µg/L (SAN), 73 µg/L (SAR), 99 µg/L (Marne Aval) et 90 µg/L (Seine Amont) ;
- pour le Cd_T : 0,54 µg/L (CAA), 0,63 µg/L (SAN), 0,46 µg/L (SAR), 0,38 µg/L (Marne Aval) et 0,4 µg/L (Seine Amont) ;
- pour le Pb_T : 72 µg/L (CAA), 50 µg/L (SAN), 30 µg/L (SAR), 12 µg/L (Marne Aval) et 21 µg/L (Seine Amont) ;

Pour rappels, les teneurs n'ont pas été mesurées directement mais calculées en s'appuyant sur les mesures de T, D et [MES] comme suit :

$$P^*(mg/kg.ms) = \frac{[T](mg/L) - [D](mg/L)}{[MES](kg/L)}$$

Par comparaison avec les concentrations en Cr_T obtenues par El Samrani et al (2007) pour l'émissaire de Boudonville à Nancy (France) (47 µg/L) on trouve qu'ils sont plus élevés que nos résultats. Cependant, en comparant avec les travaux précédents sur les ETM dans les eaux usées de l'agglomération parisienne, les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Cr_T : 16,4 µg/L) sont en accord avec nos résultats. La fraction dissoute du chrome est comprise entre 35 % (SAR) et 55 % (SAN) du chrome total. Les teneurs en Cr_P calculées dans les effluents sont respectivement : 25 (CAA), 15 (SAN), 34 (SAR), 9 (Marne Aval) et 11 mg/kg.ms (Seine Amont). L'émissaire (CAA) est le plus contaminé en chrome total parmi tous les autres émissaires suivis. Alors que l'émissaire (SAN) présente la fraction dissoute la plus élevée, l'émissaire (SAR) quant à lui présente la teneur la plus forte.

Les résultats obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) pour Zn_T (valeur médiane) sur les sites du Marais, Sébastopol, Quais, Clichy centre, Coteaux aval et Clichy aval sont respectivement 174; 171; 292; 158; 163 et 210 µg/L – des valeurs qui sont en accord avec les résultats obtenus par Garnaud (1999) pour le site du Marais (156 µg/L) et par El Samrani et al (2007) pour l'émissaires de Boudonville à Nancy (France) (160 µg/L) –, sont, dans l'ensemble, inférieurs à nos résultats. La fraction dissoute du zinc est comprise entre 19 % (CAA, SAR et Marne Aval) et 36 % (SAN) du zinc total. Les teneurs en Zn_P calculées dans les effluents sont respectivement : 1190 (CAA), 727 (SAN),

1463 (SAR), 298 (Marne Aval) et 421 mg/kg.ms (Seine Amont). Les émissaires (CAA) et (SAR) de la station Seine Aval sont les plus riches en zinc comparés aux autres émissaires étudiés.

Les résultats en Cu_T par temps sec de Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 94 ; Sébastopol : 98 ; Quais : 79 ; Clichy centre : 70; Coteaux aval : 92 et Clichy aval : 75 µg/L tout comme ceux de Garnaud (1999) pour le site du Marais (73 µg/L) sont comparables à nos valeurs. Les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Cu_T : 63 µg/L) et par El Samrani et al (2007) pour l'émissaire de Boudonville à Nancy (France) (52 µg/L) sont aussi du même ordre de grandeur. La fraction dissoute du cuivre est comprise entre 5 % (SAR et Seine Amont) et 10 % (SAN et Marne Aval) du cuivre total. Les teneurs en Cu_P calculées pour les effluents sont respectivement : 359 (CAA), 250 (SAN), 330 (SAR), 178 (Marne Aval) et 217 mg/kg.ms (Seine Amont). L'émissaire (CAA) présente la teneur la plus élevée en cuivre particulaire, tandis que l'émissaire (Marne Aval) est le plus contaminé en cuivre total.

Les résultats en Cd_T obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 0,45 ; Sébastopol : 0,56 ; Quais : 0,67 ; Clichy centre : 0,5; Coteaux aval : 0,43 et Clichy aval : 0,36 µg/L, tout comme les résultats obtenus par Garnaud (1999) pour le site du Marais (0,3 µg/L) et par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Cd_T : 0,6 µg/L) sont comparables aux valeurs de cette étude. La fraction dissoute du cadmium est comprise entre 5 % (Seine Amont) et 21 % (Marne Aval) du cadmium total. Les teneurs en Cd_P calculées pour les effluents sont respectivement : 2,7 (CAA), 2,1 (SAN), 2,5 (SAR), 0,55 (Marne Aval) et 0,73 mg/kg.ms (Seine Amont). L'émissaire (CAA) est le plus contaminé des émissaires en cadmium particulaire.

Les résultats en Pb_T obtenus par temps sec par Kafi-Benyahia (2006) sur les bassins versants (valeur médiane) du Marais : 22 ; Sébastopol : 20 ; Quais : 18 ; Clichy centre : 20; Coteaux aval : 30 et Clichy aval : 28 µg/L, tout comme ceux de Garnaud (1999) pour le site du Marais (12 µg/L). Les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Pb_T : 17 µg/L) et les valeurs obtenues par El Samrani et al (2007) pour l'émissaire de Boudonville à Nancy (France) (24 µg/L) sont semblables aux valeurs obtenues sur les émissaires (SAR), (Marne Aval) et (Seine Amont) et inférieures aux valeurs obtenues sur les émissaires (CAA) et (SAN) de la STEP Seine Aval. La fraction dissoute du plomb est comprise entre 2,45 % (SAR) et 5,54 % (Marne Aval) du plomb total. Les teneurs en Pb_P calculées pour les effluents sont respectivement : 252 (CAA), 163 (SAN), 138 (SAR), 20 (Marne Aval) et 43 mg/kg.ms (Seine Amont). L'émissaire (CAA) est le plus contaminé parmi les émissaires.

Tableau 61. ETM (en µg/L) pour les différents émissaires suivis en France (nd : non déterminé)

CAA	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
26-03-13	6	4.4	10	74.4	133	33	638	25	55	9.4	294	17.1	0.6	0.1	2.8	20.2	94	4.4	574	4.7
09-04-13	27	5.3	84	19.3	931	112	3103	12	230	3.8	856	1.7	1.2	< LD	4.4	2.4	106	0.9	397	0.8
22-05-13	5	2.9	25	59.9	232	101	1743	44	36	4.5	424	12.3	0.2	< LD	2.6	12.7	9	0.9	108	9.6
18-06-13	21	4.0	23	19.3	446	62	535	14	120	3.1	162	2.56	0.5	< LD	0.7	2.9	51	0.4	70	0.8
Minimum	5	2.9	10	19.3	133	33	535	12	36	3.1	162	1.7	0.2	< LD	0.7	2.4	9	0.4	70	0.8
Maximum	27	5.3	84	74.4	931	112	3103	44	230	9.4	856	17.1	1.2	0.1	4.4	20.2	106	4.4	574	9.6
Médiane	13	4.2	24	39.6	339	81	1190	19	87	4.1	359	7.4	0.5	0.0	2.7	7.8	72	0.9	252	2.8
Moyenne	15	4.1	36	43.2	436	77	1525	24	110	5.2	434	8.4	0.6	0.1	2.6	9.6	65	1.6	287	4.0
Écart-type	10	0.9	29	24.5	308	32	1018	13	76	2.4	261	6.5	0.4	< LD	1.3	7.4	38	1.6	208	3.6
CV	0.7	0.2	0.8	0.6	0.7	0.4	0.66	0.5	0.7	0.5	0.6	0.8	0.6	0.8	0.5	0.8	0.6	1.0	0.7	0.9

SAN	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
26-03-13	7.96	5	14	60	162	29	586	18	69	8	272	11	3.37	0.61	12.16	18.2	80.08	2.9	339.98	3.63
09-04-13	18.5	4	44	20	780	113	1998	14	175	4	512	2	1.07	0.03	3.11	2.72	80.84	0.94	239.22	1.16
22-05-13	4.83	3	16	60	237	130	868	55	33	5	227	14	0.16	0.02	1.06	15.38	11.39	0.66	86.54	5.77
18-06-13	7.8	4	12	50	121	84	115	69	33	3	94	9	0.2	0.02	0.55	12	19.12	0.78	57.5	4.09
Minimum	4.8	2.9	12	20	121	29	369	14	33	3	77	2	0.2	< LD	0.6	3	11	1	58	1
Maximum	18.5	4.8	44	60	780	130	1998	55	175	8	512	14	3.4	0.6	12.2	18	81	3	340	6
Médiane	7.9	3.8	15	55	199	98	726	36	51	4.4	249	10	0.6	< LD	2.1	14	50	1	163	4
Moyenne	9.8	3.8	21	48	325	89	892	39	78	4.9	276	9	1.2	0.2	4.2	12	48	1	181	4
Écart-type	5.2	0.7	13	16	266	38	693	24	58	1.6	151	4	1.3	0.3	4.7	6	33	1	115	2
CV	0.5	0.2	0.6	0.3	0.8	0.4	0.77	0.6	0.8	0.3	0.5	0.46	1.1	1.5	1.1	0.5	0.7	1	1	0

SAR	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
26-03-13	9	5.4	19	55.2	163	24.2	589	15	68	6.75	262	9.86	0.86	0.10	3.2	12.4	27.4	0.85	113	3.12
09-04-13	8	3.3	28	38.76	523	96.84	2293	18.5	121	3.84	630	3.17	0.57	0.02	2.96	3.67	32.97	0.821	172	2.49
22-05-13	8	2.6	40	31.39	324	63.26	1841	19.48	65	2.47	442	3.79	0.3	0.02	2.01	5.92	18.27	0.259	126	1.42
18-06-13	15	3.9	51	25.74	317	76.54	1085	24	78	4.98	329	6.4	0.35	0.02	1.5	5.68	33.88	0.816	148	2.41
Minimum	8	3	19	26	163	24	589	15	65	2	262	3	0.30	0.02	1.50	3.67	18.27	0.26	113	1.42
Maximum	15	5	51	55	523	97	2294	24	121	7	630	9.9	0.86	0.11	3.19	12.40	33.88	0.86	172	3.12
Médiane	9	4	34	35	321	70	1463	19	73	4.4	330	5	0.46	0.02	2.49	5.80	30.22	0.82	137	2.45
Moyenne	11	4	35	38	332	65	1452	19	83	5.5	442	6	0.52	0.04	2.42	6.92	28.15	0.69	140	2.36
Écart-type	3	1	12	11	128	27	658	3.3	22	1.6	222	2.6	0.22	0.04	0.69	3.28	6.21	0.25	22	0.61
CV	0.27	0.27	0.35	0.29	0.39	0.4	0.45	0.17	0.27	0.34	0.5	0.45	0.43	0.91	0.29	0.47	0.22	0.36	0.16	0.26

Marne Aval	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
27-03-13	12	2	45	18	373	31	1498	8	114	12	446	11	0.48	0.04	1.91	8	13	0.53	56	4
09-04-13	7	4	7	58	282	82	421	29	114	5	228	5	0.40	0.04	0.77	9	10	0.43	21	4
30-05-13	8	3	11	39	248	nd	nd	nd	84	67	37	79	0.35	0.27	0.18	76	20	11.15	19	56
18-06-13	8	4	8	51	157	72	174	46	69	7	128	10	0.24	0.08	0.33	33	6	0.39	11	7
Minimum	7	2	7	18	157	31	174	8	69	5	37	5	0.24	0.04	0.18	8	6	0.39	11	4
Maximum	12	4	45	58	373	82	1498	46	114	67	446	79	0.48	0.27	1.91	76	20	11.15	56	56
Médiane	8	4	9	45	265	52	298	19	99	9	178	10	0.38	0.06	0.55	21	12	0.48	20	6
Moyenne	9	3	18	41	265	46	523	21	95	23	210	26	0.37	0.11	0.80	32	12	3.13	27	18
Écart-type	2	1	18	18	77	33	582	18	19	26	152	31	0.10	0.11	0.78	32	6	5.35	20	25
CV	0.23	0.24	0.91	0.37	0.29	0.71	1.11	0.86	0.20	1.12	0.73	1.18	0.23	0.90	0.85	0.87	0.42	1.48	0.65	1.24

Seine Amont	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
27-03-13	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
09-04-13	13	5	18	37	284	70	490	25	136	4	304	3	0.95	0.03	2.09	3.48	20.59	0.37	46.27	1.78
30-05-13	10	5	11	51	271	85	421	31	101	5	217	5	0.48	0.09	0.87	19.33	36.92	0.89	81.70	2.41
18-06-13	10	4	12	43	168	69	318	4	79	6	21	86	0.32	0.02	0.58	6.88	21.04	0.56	40.15	2.68
Minimum	10	4	11	37	168	69	318	4	79	4	21	3	0.30	0.02	0.58	6.88	20.59	0.56	40.15	2.68
Maximum	13	5	18	38	284	85	490	31	136	6	304	86	0.95	0.09	2.09	19.33	36.92	0.89	81.70	2,43
Médiane	10	5	11	47	271	70	421	25	101	5	217	5	0.40	0.03	0.73	5.18	20.81	0.58	43.21	2.54
Moyenne	8	4	9	50	241	74	410	20	106	5	180	32	0.44	0.04	0.87	7.42	19.64	0.60	41.75	3,15
Écart-type	5	1	8	424	52	8	71	12	24	1	118	39	0.34	0.03	0.78	7.29	13.10	0.19	29.40	1285.06
CV	0.58	0.22	0.93	1.47	0.22	0.10	0.17	0.60	0.22	0.20	0.66	1.23	0.78	0.63	0.90	0.98	0.67	0.31	0.70	1.73

III.5.2 ETM dans le rejet de la STEP Seine Aval

Les concentrations en Cr, Zn, Cu, Cd et Pb dans ont été mesurées dans le rejet moyen et le rejet ponctuel de la STEP Seine Aval. Le Tableau 63, regroupe les concentrations des ETM pour les prélèvements (quatre pour le rejet moyen et trois pour le ponctuel) réalisés entre mars et juin 2013. Les valeurs médianes pour ces ETM ont été évaluées à :

- pour le Cr_T : 3,42 µg/L (rejet moyen) et 2,83 µg/L (rejet ponctuel)
- pour le Zn_T : 79 µg/L (rejet moyen) et 54 µg/L (rejet ponctuel)
- pour le Cu_T : 14 µg/L (rejet moyen) et 5 µg/L (rejet ponctuel)
- pour le Cd_T : 0,07 µg/L (rejet moyen) et 0,07 µg/L (rejet ponctuel)
- pour le Pb_T : 3,5 µg/L (rejet moyen) et 2,4 µg/L (rejet ponctuel)

Les résultats du rejet moyen sont comparables à ceux du rejet ponctuel pour le Cr_T, Cd_T et Pb_T tandis que les valeurs en Zn_T et Cu_T sont plus élevés dans le rejet moyen. Les résultats obtenus par temps sec par Buzier (2006) dans le rejet moyen de la STEP Seine Aval (Cr_T : 4,3 ; Cu_T : 17,9 ; Pb_T : <1 ; Cd_T : <0,2 µg/L) sont, dans l'ensemble, en accord avec nos résultats. La fraction dissoute du chrome est comprise entre 40 % (rejet moyen) et 99 % (rejet ponctuel) du chrome total (valeur médiane). Celle du zinc est équivalente à 42 % (rejet moyen) du zinc total. La fraction dissoute du cuivre est comprise entre 23 % (rejet moyen) et 53 % (rejet ponctuel) du cuivre total. Celle du cadmium est comprise entre 24 % (rejet moyen) et 48 % (rejet ponctuel) du cadmium total. Finalement, La fraction dissoute du plomb est comprise entre 15 % (rejet moyen) et 24 % (rejet ponctuel) du plomb total.

Les teneurs médianes en Cr_P, Zn_P, Cu_P, Cd_P et Pb_P mesurées dans les rejets de la STEP SAV sont respectivement : 18, 647, 502, 2,6 et 145 mg/kg.ms (rejet moyen) et 0,4 ; 3185 ; 448 ; 3,7 et 130 mg/kg.ms (rejet ponctuel). Une différence significative pour les teneurs est observée entre les deux rejets pour le chrome et le zinc.

Dans la partie précédente nous avons présenté les résultats des trois émissaires (CAA, SAN et SAR) de la station Seine Aval et dans cette partie ceux des rejets moyen et ponctuel. En s'appuyant sur ces informations, il est possible d'estimer l'efficacité de la STEP Seine Aval de la façon suivante :

$$\text{Rdt "estimé" (\%)} = 100 \text{ x } \frac{[X]^{médiane}_{Emissaires\ Seine\ Aval} - [X]^{médiane}_{Rejet\ moyen\ 24h}}{[X]^{médiane}_{Emissaires\ Seine\ Aval}}$$

Le Tableau 62 synthétise ces informations. Le rendement global du Cr est de l'ordre de 63 %. Ce rendement reste inférieur à celui obtenu par Buzier (2006) (Cr_T : 75 %). L'abattement observé pour le cuivre est de l'ordre de 80 %. A l'instar du Cr, le rendement du cuivre reste inférieur à celui obtenu par Buzier (2006) (Cu_T : 85 %). Le rendement du Cd est de l'ordre de 86 %. Ce rendement est supérieur à celui obtenu par Buzier (2006) (Cd_T : 57 %). En ce qui concerne le plomb, l'abattement observé est de l'ordre de 95 %. A l'instar du Cd, le rendement du plomb reste supérieur à celui obtenu par Buzier (2006) (Pb_T : 89 %).

Tableau 62. Rendement « estimé » des ETM de la STEP SAV

	Cr_T	Zn_T	Cu_T	Cd_T	Pb_T
Entrée (valeur médiane)	9,24	321	73,24	0,54	50
Sortie (valeur médiane)	3,42	79	14,02	0,07	2,5
rendement %	63	75	80	86	95

Tableau 63. ETM (en µg/L) pour les rejets de la STEP SAV

Rejet moyen	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
26-03-13	3.28	nd	nd	nd	31.68	27	373	85	8.05	4.6	267	57	0.07	0.05	1.62	69.57	0.73	0.22	40	30.25
09-04-13	2.9	nd	nd	nd	73.32	nd	nd	nd	15.96	4.2	587	26	0.07	0.02	2.50	26.47	2.53	0.39	107	15.28
22-05-13	3.6	2.61	42	73	84.44	63	921	75	12.08	2.5	418	20	0.08	0.02	2.70	22.50	4.45	0.26	182	5.82
18-06-13	22	3.88	184	18.02	748.40	67	7103	9	165.76	8.0	1643	4.8	0.91	0.02	9.29	2.19	nd	nd	nd	nd
Minimum	2.9	2.6	42	18	31.68	27	373	9	8.05	2.5	267	4.8	0.07	0.02	1.62	2.19	0.73	0.22	40	6
Maximum	22	3.9	184	73	748.40	67	7103	85	165.76	8.0	1643	57	0.91	0.05	9.29	69.57	4.5	0.39	182	30
Médiane	3.4	3.24	113	40	78.88	45	647	42	14.02	4.4	503	23	0.07	0.02	2.60	24.49	2.5	0.26	107	15
Moyenne	7.8	3.24	113	40	234.46	39	2099	42	50.46	4.8	729	27	0.28	0.03	4.03	30.18	2.6	0.29	110	17
Écart-type	7.9	0.65	71	33	297.37	27	2907	38	66.63	2.0	540	19	0.36	0.01	3.07	24.53	1.5	0.07	58	10
CV	1.01	1.04	1.34	1.32	1.27	0.701	1.385	0.901	1.32	0.417	0.741	0.695	1.29	0.49	0.76	0.81	0.59	0.25	0.53	0.59

Rejet ponctuel	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
26-03-13	3.6	3.6	nd	100	34.86	28.49	3185.00	81.73	3.85	nd	nd	nd	0.09	0.06	12.50	71.59	8.62	0.21	4206	2.45
09-04-13	2.7	2.7	0.4	99.8	71.50	nd	nd	nd	13.36	3.7	745	28	0.07	0.02	3.69	33.33	2.40	0.58	139	24.25
22-05-13	2.8	nd	nd	nd	53.96	nd	nd	nd	4.90	3.9	150	79	0.04	0.02	3.29	47.73	0.82	0.31	72	37.62
Minimum	2.7	2.7	nd	99.8	34.86	nd	nd	nd	3.85	3.7	150	28	0.04	0.02	3.29	33.33	0.82	0.21	72	2.45
Maximum	3.6	3.6	nd	100	71.50	nd	nd	nd	13.36	3.9	745	79	0.09	0.06	12.50	71.59	8.62	0.58	4206	37.62
Médiane	2.8	3.15	nd	99.8	53.96	nd	nd	nd	4.90	3.8	448	53	0.07	0.02	3.69	47.73	2.40	0.31	139	24.25
Moyenne	3.0	3.15	nd	66.6	53.44	nd	nd	nd	7.37	3.8	448	53	0.07	0.04	6.49	50.88	3.95	0.37	1472	21.44
Écart-type	0.4	0.45	nd	47.1	14.96	nd	nd	nd	4.26	0.085	298	26	0.02	0.02	4.25	15.78	3.37	0.16	1933	14.50
CV	0.1	0.73	nd	0.707	0.28	nd	nd	nd	0.58	0.023	0.665	0.473	0.27	0.53	0.65	0.31	0.85	0.43	1.31	0.68

III.5.2.1 ETM de la STEP Seine Centre

Le Tableau 66 regroupe les concentrations en Cr, Zn, Cu, Cd et Pb au sein de la STEP Seine Centre : avant et après les étapes de traitement primaire et secondaire (P1 : eau prétraitée ; P2 : eau décantée ; P3 : eau de rejet). Les concentrations médianes pour les trois prélèvements réalisés au mois de juin 2013 ont été évaluées à :

- pour le Cr_T : 18,78 µg/L (P1), 9 µg/L (P2) et 6,86 µg/L (P3) ;
- pour le Zn_T : 836 µg/L (P1), 70 µg/L (P2) et 49 µg/L (P3) ;
- pour le Cu_T : 161 µg/L (P1), 12,5 µg/L (P2) et 5 µg/L (P3) ;
- pour le Cd_T : 0,76 µg/L (P1), 0,044 µg/L (P2) et 0,02 µg/L (P3) ;
- pour le Pb_T : 94 µg/L (P1), 2,5 µg/L (P2) et 1 µg/L (P3) ;

Par comparaison avec les valeurs obtenues pour les émissaires de Seine Aval, l'émissaire de Marne Aval et celui de Seine Amont lors de cette étude, les concentrations médianes en sortie du prétraitement (P1) de la STEP de Seine Centre sont globalement plus élevées.

Par comparaison avec les niveaux relevés par Buzier (2006) à l'entrée de la STEP Seine Aval (Tableau 64) on trouve que le chrome et le cadmium sont en accord avec nos résultats. Les valeurs en cuivre et plomb sont inférieures aux concentrations des eaux usées prétraitée (cette étude) et à celles des eaux brutes en entrée de la station Seine Aval de Buzier (2006). Les résultats obtenus par temps sec par Buzier (2006) au niveau du rejet de la STEP Seine Aval (Tableau 64) sont, dans l'ensemble, en accord avec nos résultats.

Tableau 64. Concentrations des ETM obtenues par temps sec par Buzier (2006) à l'entrée et la sortie de la STEP Seine Aval

ETM totaux (Valeur médiane)	Entrée (SAV)	Sortie (SAV)
Cd (µg/L)	1,2	<0,2
Cr (µg/L)	16,4	4,3
Cu (µg/L)	113	17,9
Pb (µg/L)	32,3	<1

Le Tableau 65 présente le rendement d'abattement en ETM pour Seine Centre à chaque étape de traitement. Les rendements à l'échelle des ouvrages ont été calculés comme suit :

$$\text{Rdt (\%)}=100 \text{ x } \frac{[\text{X}]_{\text{entrée}}^{\text{ouvrage}}-[\text{X}]_{\text{sortie}}^{\text{ouvrage}}}{[\text{X}]_{\text{entrée}}^{\text{ouvrage}}}$$

A l'échelle de l'usine, le rendement a été calculé de la façon suivante :

$$\text{Rdt (\%)}=100 \text{ x } \frac{[X]_{P1}-[X]_{P3}}{[X]_{P1}}$$

Le rendement global en Cr est de l'ordre de 63 %. Ce rendement est comparable de celui de Seine Aval (63 %) mais reste inférieur à celui obtenu par Buzier (2006) (Cr_T: 75 %). L'abattement du traitement primaire observé pour le cuivre est de l'ordre de 92 %, et 97 % pour le traitement secondaire. Ce rendement est supérieur à ceux obtenus pour Seine Aval dans notre étude (80 %) et par Buzier (2006) (Cu_T: 85 %). L'abattement du traitement primaire observé pour le zinc est de l'ordre de 92 % et de 94 % pour le traitement secondaire. Ce rendement est supérieur à celui obtenu pour Seine Aval dans notre étude (75 %). L'abattement du traitement primaire observé pour le cadmium est de l'ordre de 94 % et 97 % pour le traitement secondaire. Ce rendement est supérieur à à celui obtenu pour Seine Aval dans notre étude (86 %) et par Buzier (2006) (Cd_T: 57 %). En ce qui concerne le plomb, l'abattement du traitement primaire observé est de l'ordre de 97 % et 99 % pour le secondaire. Ce rendement est supérieur à celui obtenu pour Seine Aval dans notre étude (93 %) et par Buzier (2006) (Pb_T: 89 %).

Tableau 65. Rendement des ETM de la STEP Seine Centre

	Cr_T	Zn_T	Cu_T	Cd_T	Pb_T
P1	18,78	836	161	0,76	94
P2	9	70	12,5	0,044	2,5
P3	6,86	49	5	0,02	1
Rendement (P1-P2)%	52	92	92	94	97
Rendement (P2-P3) %	24	30	60	55	60
Rendement de la STEP (P1-P3)%	**63**	**94**	**97**	**97**	**99**

Tableau 66. ETM (en µg/L) pour les différentes étapes de traitement la STEP de Seine Centre

P1	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
17-06-13	18.78	4.31	41.94	22.94	892.40	150	2152	17	160.84	4.81	452	3.0	0.86	0.02	2.43	2.78	137.28	0.98	395.08	0.71
18-06-13	13.79	4.54	37.15	32.93	467.60	53	1665	11	129.08	4.80	499	3.7	0.40	0.02	1.52	4.55	62.20	0.76	246.76	1.22
19-06-13	29.06	8.61	58.10	29.62	836.40	82	2143	10	203.56	3.59	568	1.8	0.76	0.01	2.11	1.85	94.08	0.75	265.14	0.80
Minimum	13.79	4.31	37.15	22.94	467.60	53	1665	10	129.08	3.59	452	1.8	0.40	0.01	1.52	1.85	62.20	0.75	246.76	0.71
Maximum	29.06	8.61	58.10	32.93	892.40	150	2152	17	203.56	4.81	568	3.7	0.86	0.02	2.43	4.55	137.28	0.98	395.08	1.22
Médiane	18.78	4.54	41.94	29.62	836.40	82	2143	11	160.84	4.8	499	3.0	0.76	0.02	2.11	2.78	94.08	0.76	265.14	0.80
Moyenne	20.54	5.82	45.73	28.50	732.13	95	1987	13	164.49	4.4	506	2.8	0.67	0.02	2.02	3.06	97.85	0.83	302.32	0.91
Ecart-type	6.36	1.97	8.96	4.15	188.45	41	227	3.0	30.52	0.6	48	0.8	0.20	0.00	0.38	1.12	30.77	0.11	66.02	0.22
CV	0.31	0.34	0.20	0.15	0.26	0.43	0.11	0.24	0.19	0.13	0.09	0.29	0.30	0.22	0.19	0.37	0.31	0.13	0.22	0.24

P2	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
17-06-13	9.0	4.4	190.8	48.9	70.1	nd	nd	nd	11.9	2.7	385	22.6	0.044	0.014	1.3	31.8	2.5	1.0	63.5	39.1
18-06-13	8.2	3.4	154.9	41.7	53.2	nd	nd	nd	14.2	2.2	386	15.5	0.032	0.016	0.5	50.0	1.7	0.6	35.7	33.4
19-06-13	10.1	6.2	170.4	61.2	71.3	nd	nd	nd	12.5	2.1	452	16.8	0.044	0.012	1.4	27.3	2.8	0.6	96.2	20.5
Minimum	8.2	3.4	154.9	41.7	53.2	nd	nd	nd	11.9	2.1	385.3	15.5	0.032	0.012	0.5	27.3	1.7	0.6	35.7	20.5
Maximum	10.1	6.2	190.8	61.2	71.3	nd	nd	nd	14.2	2.7	452.9	22.6	0.044	0.016	1.4	50.0	2.8	1.0	96.2	39.1
Médiane	9.0	4.4	170.4	48.9	70.1	nd	nd	nd	12.5	2.2	386.3	16.8	0.044	0.014	1.3	31.8	2.5	0.6	63.5	33.4
Moyenne	9.1	4.7	172.1	50.6	64.9	nd	nd	nd	12.9	2.3	408.2	18.3	0.040	0.014	1.1	36.4	2.3	0.7	65.1	31.0
Ecart-type	0.8	1.1	14.7	8.0	8.3	nd	nd	nd	0.9	0.3	31.6	3.1	0.006	0.002	0.4	9.8	0.5	0.2	24.7	7.8
CV	0.1	0.2	0.1	0.2	0.1	nd	nd	nd	0.1	0.112	0.077	0.168	0.141	0.117	0.4	0.3	0.2	0.3	0.4	0.3

P3	Cr				Zn				Cu				Cd				Pb			
	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	T (µg/L)	D (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D
17-06-13	6.30	3.63	nd	57.62	50.04	nd	nd	nd	5.38	3.87	nd	72	0.024	0.014	nd	58.33	1.13	0.60	nd	53.36
18-06-13	6.86	2.66	nd	38.69	39.90	nd	nd	nd	4.10	3.22	nd	78	0.020	0.020	nd	100.00	0.74	0.73	nd	99.18
19-06-13	9.14	6.32	nd	69.22	49.32	nd	nd	nd	6.73	2.45	nd	37	0.038	0.014	nd	36,84	1.01	0.56	nd	55.16
Minimum	6.30	2.66	nd	38.69	39.90	nd	nd	nd	4.10	2.45	nd	37	0.020	0.014	nd	50.00	0.74	0.56	nd	53.36
Maximum	9.14	6.32	nd	69.22	50.04	nd	nd	nd	6.73	3.87	nd	78	0.038	0.020	nd	100.00	1.13	0.73	nd	99.18
Médiane	6.86	3.63	nd	57.62	49.32	nd	nd	nd	5.38	3.2	nd	72	0.024	0.014	nd	58.33	1.01	0.60	nd	55.16
Moyenne	7.43	4.20	nd	55.18	46.42	nd	nd	nd	5.40	3.18	nd	62	0.024	0.026	nd	69.44	0.96	0.63	nd	69.23
Ecart-type	1.23	1.55	nd	12.58	4.62	nd	nd	nd	1.07	0.58	nd	18.5	0.003	0.003	nd	21.87	0.17	0.07	nd	21.19
CV	0.17	0.37	nd	0.23	0.10	nd	nd	nd	0.20	0.18	nd	0.3	0.146	0.18	nd	0.31	0.17	0.12	nd	0.31

III.5.2.2 ETM dans la Seine

Les concentrations en Cr, Zn, Cu, Cd et Pb dans le milieu récepteur ont été mesurée pour trois stations à Suresnes, Andrésy et Méricourt.

Le Tableau 67, regroupe les concentrations des ETM pour les cinq prélèvements réalisés entre février et juin 2013. Les valeurs médianes de ces ETM ont été évaluées à :

- pour le Cr_T : 2,7 µg/L (Suresnes), 2,6 µg/L (Andrésy) et 2,9 µg/L (Méricourt) ;
- pour le Zn_T : 9,7 µg/L (Suresnes), 9,46 µg/L (Andrésy) et 8,7 µg/L (Méricourt) ;
- pour le Cu_T : 2,11 µg/L (Suresnes), 3,02 µg/L (Andrésy) et 3,6 µg/L (Méricourt) ;
- pour le Cd_T : 0,02µg/L (Suresnes), 0,035 µg/L (Andrésy) et 0,03 µg/L (Méricourt) ;
- pour le Pb_T : 0,8 µg/L (Suresnes), 0,87 µg/L (Andrésy) et 1,12 µg/L (Méricourt) ;

Globalement, un niveau de contamination du même ordre de grandeur est observé pour tous les ETM totaux entre les deux sites situés à l'amont et l'aval de la STEP Seine Aval. Les concentrations ne sont pas très différentes à Méricourt. Des résultats similaires ont déjà été reportés par par Bracmort (2010) sur les mêmes sites de prélèvement de la Seine (Cr_T : 2,7 ; Zn_T : 9,04 ; Cu_T : 4,5 ; Cd_T : 0,02 et Pb_T : 0,84 µg/L à Suresnes), (Cd_T : 0,035 et Pb_T : 1,11 µg/L à Andrésy) et (Zn_T : 12,43 ; Cd_T : 0,033 et Pb_T : 0,94 µg/L à Méricourt).

Tableau 67. ETM (en µg/L) pour les différents points de collecte de la Seine

Suresnes	Cr						Zn						Cu					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	2.5	1.9	nd	45.4	76.1	nd	6	5	2	109	78	54	1.0	0.9	0.57	7	91	39
19-03-13	2.8	2.7	2.2	7.1	96	15	13	6	4	432	46	36	2.5	1.3	0.77	76	51	40
09-04-13	2.7	2.4	nd	85	88	nd	10	nd	nd	nd	nd	nd	2.1	1.5	0.61	165	69	58
14-05-13	2.7	2.3	nd	21	83	nd	8	nd	nd	nd	nd	nd	2.1	1.5	0.64	27	71	57
18-06-13	7.0	3.0	nd	238	43	7.1	63	51	20	3525	5	72	3.6	3.2	0.91	19	91	72
Minimum	2.5	1.9	nd	7.1	43	7.1	6	5	2	109	5	36	1.0	0.9	0.57	7	51	39
Maximum	7.0	3.0	nd	238	96	15	63	51	20	3525	78	72	3.6	3.2	0.91	165	91	72
Médiane	2.7	2.4	nd	45	83	11	10	6	4	432	46	54	2.1	1.5	0.64	27	71	57
Moyenne	3.5	2.4	nd	79	77	11	20	21	9	1355	43	54	2.3	1.7	0.70	59	75	53
Écart-type	1.8	0.4	nd	84	18	3.9	24	26	10	1886	36	18	0.9	0.9	0.14	65	17	14
CV	0.5	0.2	nd	1.1	0.2	1.4	1.09	1.04	0.93	1.14	0.69	0.27	0.4	0.5	0.18	1	0.2	0.231

Suresnes	Cd						Pb					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	0.008	0.005	0.002	0.23	62.50	60	0.340	0.042	0.017	22.92	12.35	59.52
19-03-13	0.020	0.012	nd	0.50	60	nd	1.234	0.094	0.047	71	7.62	50
09-04-13	0.012	0.009	0.003	0.75	75	66	0.572	0.132	0.087	110	23.08	34.09
14-05-13	0.024	0.007	0.002	0.77	29	71	0.804	0.062	0.023	33.73	7.71	62.90
18-06-13	0.028	0.014	0.004	0.82	50	71	1.512	0.282	0.201	72	18.65	28.72
Minimum	0.008	0.005	0.002	0.231	29	60	0.340	0.042	0.017	22.92	7.618	28.72
Maximum	0.028	0.014	0.004	0.824	75	71	1.512	0.282	0.201	110	23	62.9
Médiane	0.020	0.009	0.003	0.750	60	66	0.804	0.094	0.047	71	12	50
Moyenne	0.018	0.009	0.003	0.615	55	53	0.892	0.122	0.075	62	13	47
Écart-type	0.007	0.003	0.005	0.222	15	27	0.428	0.085	0.068	31	6.115	13.5
CV	0.403	0.347	0.912	0.361	0.277	0.506	0.480	0.698	0.902	0.501	0.440	0.288

Andrésy	Cr						Zn						Cu					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	2.62	2.61	nd	1.2	99	nd	9	7	nd	162	78	nd	1.7	1.23	nd	33	74	nd
19-03-13	2.97	2.4	2.33	33.1	81	2.91	19	10	3.7	506	54	63	3.4	1.76	0.6	96	52	66
09-04-13	0.44	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	3	2.28	0.73	123	76	67
14-05-13	0.86	nd	nd	nd	nd	nd	9	8	6.0	37	92	25	2.2	1.57	0.82	36	71	47
18-06-13	5.03	2.57	nd	273.1	51	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Minimum	0.44	2.40	nd	1.2	51	nd	9	7	1.4	37	4	19	1.7	1.23	0.60	33	52	47
Maximum	5.03	2.61	nd	273.1	99	nd	19	10	6.0	4070	92	63	3.4	2.28	0.82	123	76	67
Médiane	2.62	2.57	nd	33.1	81	nd	9	8	3.7	334	66	25	2.6	1.70	0.73	66	72	66
Moyenne	2.38	2.53	nd	102.5	77	nd	12.3	8.3	3.7	1194	57	36	2.6	1.71	0.72	72	68	60
Écart-type	1.84	0.11	nd	148.6	24	nd	3.3	1.3	2.3	1928	39	24	0.8	0.38	0.11	45	11	11
CV	0.689	0.036	nd	1.185	0.258	nd	0.253	0.09	0.514	1.399	0.585	0.550	0.264	0.199	0.126	0.538	0.139	0.153

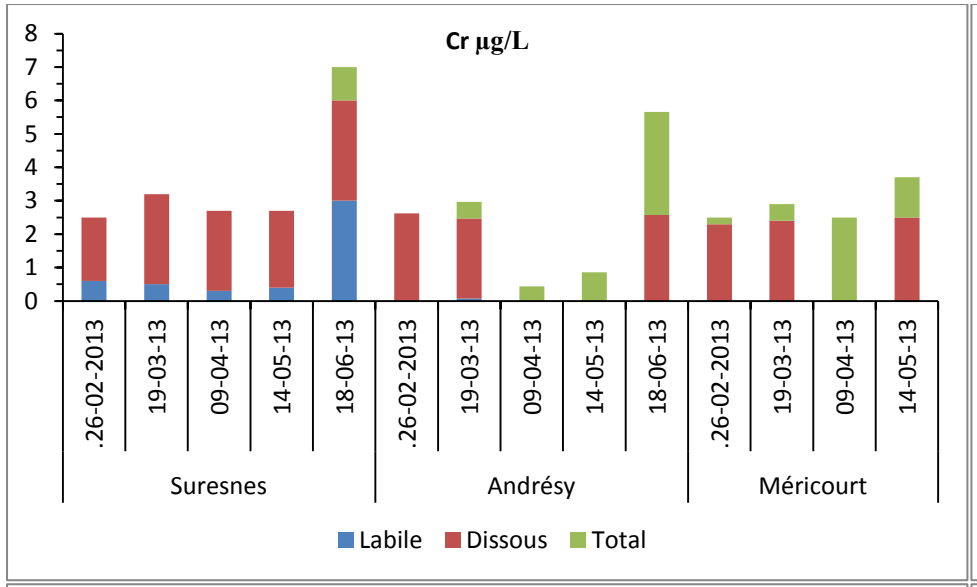
Andrésy	Cd						Pb					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	0.015	0.007	nd	0.6	47	nd	0.612	0.092	nd	40	15	nd
19-03-13	0.035	0.015	0.004	1.2	43	73	1.27	0.085	0.029	69.7	7	66
09-04-13	0.04	0.017	0.009	3.8	43	47	0.82	nd	nd	nd	nd	nd
14-05-13	0.024	0.01	0.005	0.8	42	50	0.868	0.271	0.057	33.2	31	79
18-06-13	0.036	0.012	0.002	2.7	33	83	1.06	0.236	0.09	91.5	22	62
Minimum	0.015	0.007	0.002	0.6	33	47	0.612	0.085	0.029	33.2	7	62
Maximum	0.040	0.017	0.009	3.8	47	83	1.270	0.271	0.090	91.5	31	79
Médiane	0.035	0.012	0.005	1.2	43	62	0.868	0.164	0.057	54.9	19	66
Moyenne	0.030	0.012	0.005	1.8	41	63	0.926	0.171	0.059	58.6	19	69
Écart-type	0.010	0.004	0.003	1.4	5	18	0.250	0.096	0.031	27.1	10	9
CV	0.306	0.290	0.510	0.7	0.106	0.240	0.241	0.488	0.425	0.400	0.481	0.106

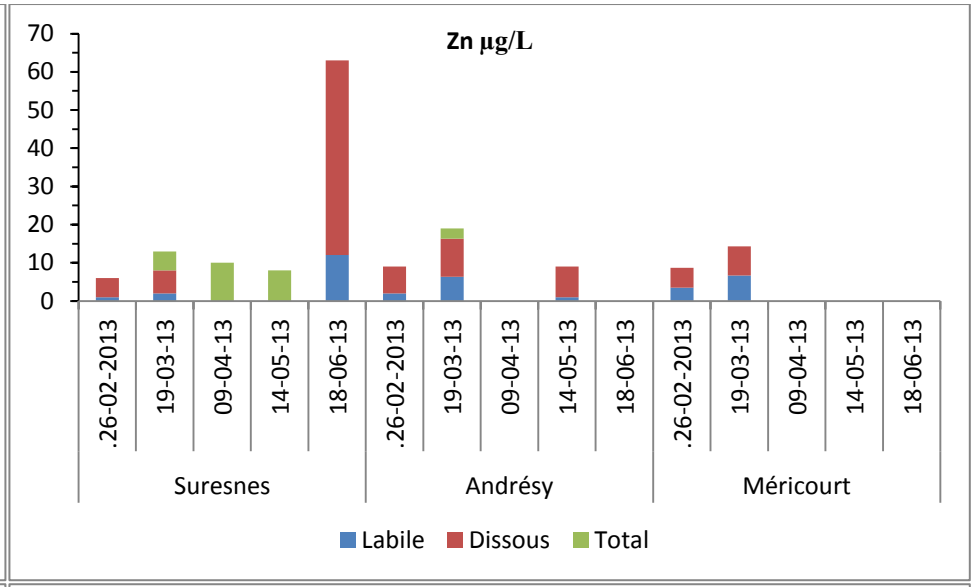
Méricourt	Cr						Zn						Cu					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	2.5	2.3	2.9	12.9	91.8	nd	8.7	5.2	2.4	214.6	60.0	53.3	1.5	1.1	0.5	21.3	76.5	52.2
19-03-13	2.9	2.4	2.5	30.4	83.4	nd	14.3	7.6	5.2	419.7	52.0	30.9	3.0	1.5	0.9	91.4	50.8	40.7
09-04-13	2.5	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2.3	1.5	nd	117.6	63.8	nd
14-05-13	3.7	2.5	2.5	131	68	1.7	8.7	nd	nd	nd	nd	nd	2.3	1.8	1.1	52.3	79.5	37.5
18-06-13	7.4	3.2	3.1	378	43.7	4.1	18.1	nd	nd	nd	nd	nd	3.6	1.9	1.6	nd	725.6	76.6
Minimum	2.5	2.3	2.5	12.9	43.7	1.7	8.7	5.2	2.4	214.6	52	30.9	1.5	1.1	0.5	21.3	50.8	37.5
Maximum	7.4	3.2	3.1	378	91.8	4.1	18.1	7.6	5.2	419.7	60.0	53.3	3.6	1.9	1.6	117.6	725.6	76.6
Médiane	2.9	2.5	2.7	80.7	75.7	2.9	11.5	6.4	3.8	316	52.0	41	2.3	1.5		71.9	76.5	46.5
Moyenne	3.8	2.6	2.7	138.1	71.7	2.9	12.4	6.4	3.8	316	40.9	41	2.5	1.6		70.6	199.2	51.8
Ecart-type	2.1	0.4	0.3	168.2	21.1	1.7	4.6	1.2	1.4	102	26.4	10.1	0.8	0.3		42.4	294.5	17.7
CV	0.5	0.136	0.099	1.055	0.255	0.405	0.320	0.668	0.789	0.782	0.528	0.266	0.283	0.188		0.520	1.322	0.296

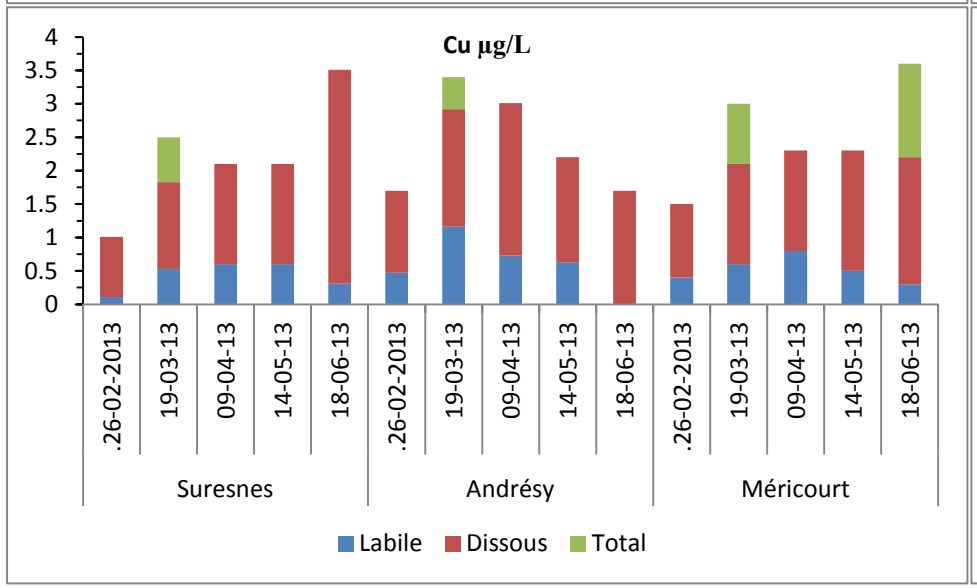
Méricourt	Cd						Pb					
	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L	T (µg/L)	D (µg/L)	I (µg/L)	P (mg/kg.ms)	% D	% L
26-02-13	0.019	0.007	0.004	0.8	37	42.9	0.64	0.042	0.018	37	7	57
19-03-13	0.03	0.01	0.007	1.3	33	30.0	1.26	0.069	0.047	75	6	32
09-04-13	0.024	0.012	nd	1.7	50	nd	0.7	0.082	nd	88	12	nd
14-05-13	0.032	0.01	0.009	2.4	31	10.0	1.12	0.079	0.075	116	7	5
18-06-13	0.036	0.008	0.005	2.5	22	37.5	2.02	0.322	0.12	155	16	63
Minimum	0.019	0.007	0.004	0.800	22	10.0	0.640	0.042	0.018	37	6	5
Maximum	0.036	0.012	0.009	2.500	50	42.9	2.020	0.322	0.120	155	16	63
Médiane	0.030	0.010	0.006	1.700	33	33.8	1.120	0.079	0.061	88	7	45
Moyenne	0.028	0.009	0.006	1.740	35	30.1	1.148	0.119	0.065	94	9	39
Écart-type	0.007	0.002	0.002	0.723	10	14.4	0.555	0.115	0.043	44	4	26
CV	0.213	0.185	0.307	0.372	0.260	0.414	0.432	0.863	0.579	0.419	0.416	0.583

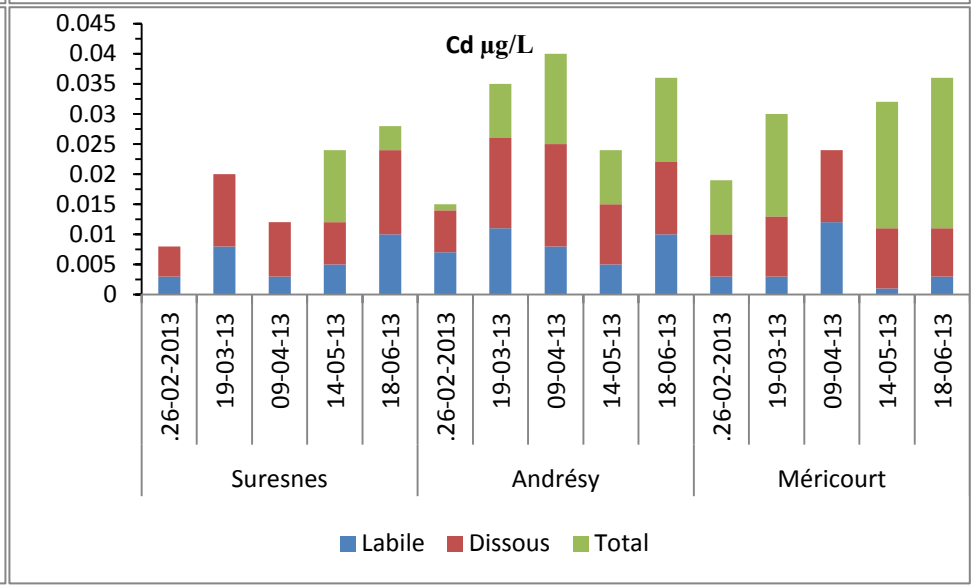
En ce qui concerne la répartition des métaux entre phases dissoute et labile, le comportement diffère d'un métal à l'autre (Figure 114). La fraction dissoute du Cr est comprise entre 43 % et 96 % (Suresnes), entre 51 et 99 % (Andrésy) et entre 43 et 92 % (Méricourt) du chrome total. La fraction dissoute du Zn est comprise entre 5 % et 77 % (Suresnes), entre 4 et 92 % (Andrésy) et entre 11 et 60 % (Méricourt) du zinc total. La fraction dissoute du Cu est comprise entre 51 % et 91 % (Suresnes), entre 52 et 76 % (Andrésy) et entre 51 et 73 % (Méricourt) du cuivre total. La fraction dissoute du Cd est comprise entre 29 % et 75 % (Suresnes), entre 33 et 47 % (Andrésy) et entre 22 et 50 % (Méricourt) du cadmium total. La fraction dissoute du Pb est comprise entre 7 % et 23 % (Suresnes), entre 7 et 31 % (Andrésy) et entre 6 et 16 % (Méricourt) du plomb total.

Le chrome labile varie entre 7 et 15 % (Suresnes), <3 % (Andrésy) et < 5 % (Méricourt) du chrome dissous. Le zinc labile varie entre 36 et 72 % (Suresnes), entre 19 et 63 % (Andrésy) et entre 31 et 61 % (Méricourt) du zinc dissous. Le cuivre labile varie entre 39 et 72 % (Suresnes), entre 47 et 67 % (Andrésy) et entre 37 et 76 % (Méricourt) du cuivre dissous. Le cadmium labile varie entre 60 et 71 % (Suresnes), entre 47 et 83 % (Andrésy) et entre 10 et 43 % (Méricourt) du cadmium dissous. Enfin, le plomb labile varie entre 28 et 63 % (Suresnes), entre 62 et 79 % (Andrésy) et entre 5 et 62 % (Méricourt) du plomb dissous. Les comportements des métaux labiles sont variables au sein du milieu récepteur d'un site à un autre car ils sont aisément modifiables, échangeables et en interaction facile et rapide avec leurs milieux (Tusseau-Vuillemin, Buzier et al. 2005).


Cr µg/L
8
7
6
5
4
3
2
1
0
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
Suresnes
Andrésy
Méricourt
Labile
Dissous
Total


Zn µg/L
70
60
50
40
30
20
10
0
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
Suresnes
Andrésy
Méricourt
Labile
Dissous
Total


Cu µg/L
4
3.5
3
2.5
2
1.5
1
0.5
0
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
Suresnes
Andrésy
Méricourt
Labile
Dissous
Total


Cd µg/L
0.045
0.04
0.035
0.03
0.025
0.02
0.015
0.01
0.005
0
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
.26-02-2013
19-03-13
09-04-13
14-05-13
18-06-13
Suresnes
Andrésy
Méricourt
Labile
Dissous
Total

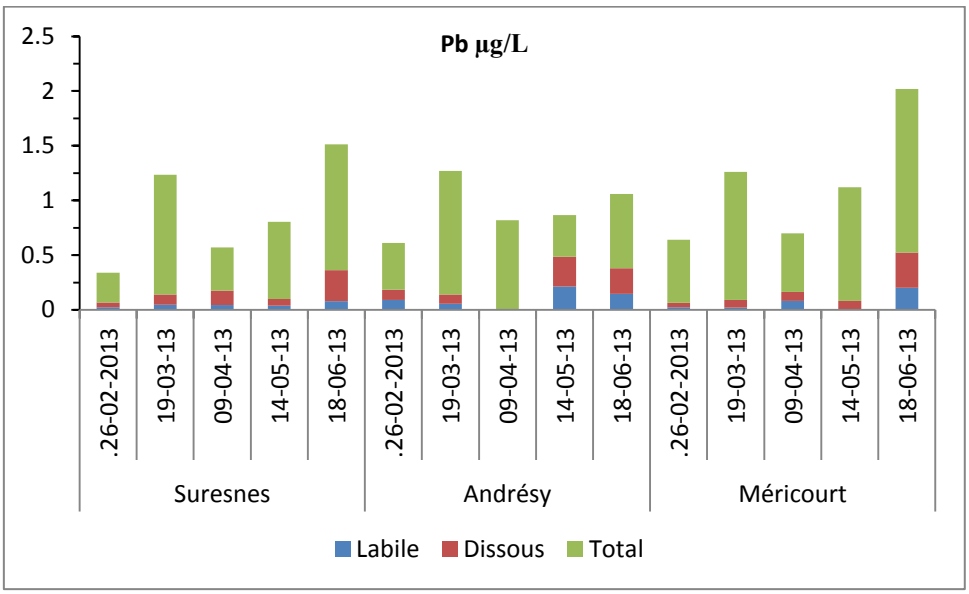
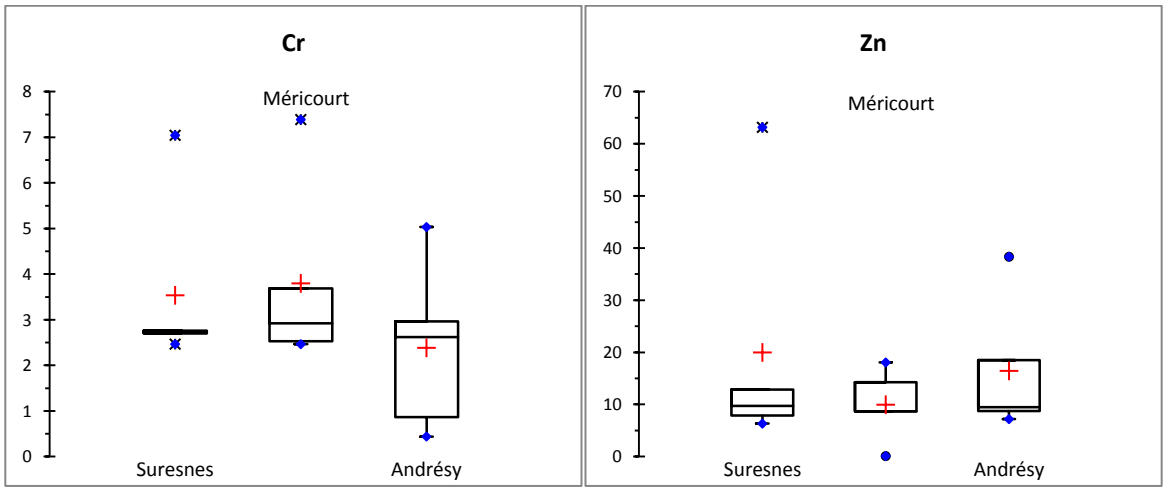


Figure 114.Répartition et spéciation des ETM de la Seine

Selon la boîte à moustache des ETM totaux de la Seine (Figure 115), une dispersion importante est observée à Suresnes pour le Zn, Cd et Pb, les écarts interquartiles sont compris entre 51 et 82 %. Tandis que, le Cr et le Cu présente une dispersion significativement plus faible, l'écart interquartile est compris entre 2 et 19 %. À Andrésy, une dispersion importante est observée pour le Cr, Zn, Cu et Pb, les écarts interquartiles sont compris entre 30 et 64 %. Le Cd présente une dispersion plus modérée, l'écart interquartile est de 26 %. À Méricourt, une dispersion importante est observée pour le Cr, Zn, Cu et Cd, les écarts interquartiles sont compris entre 31 et 103 % tandis que le Pb présente une dispersion modérée, l'écart interquartile est de 27 %.



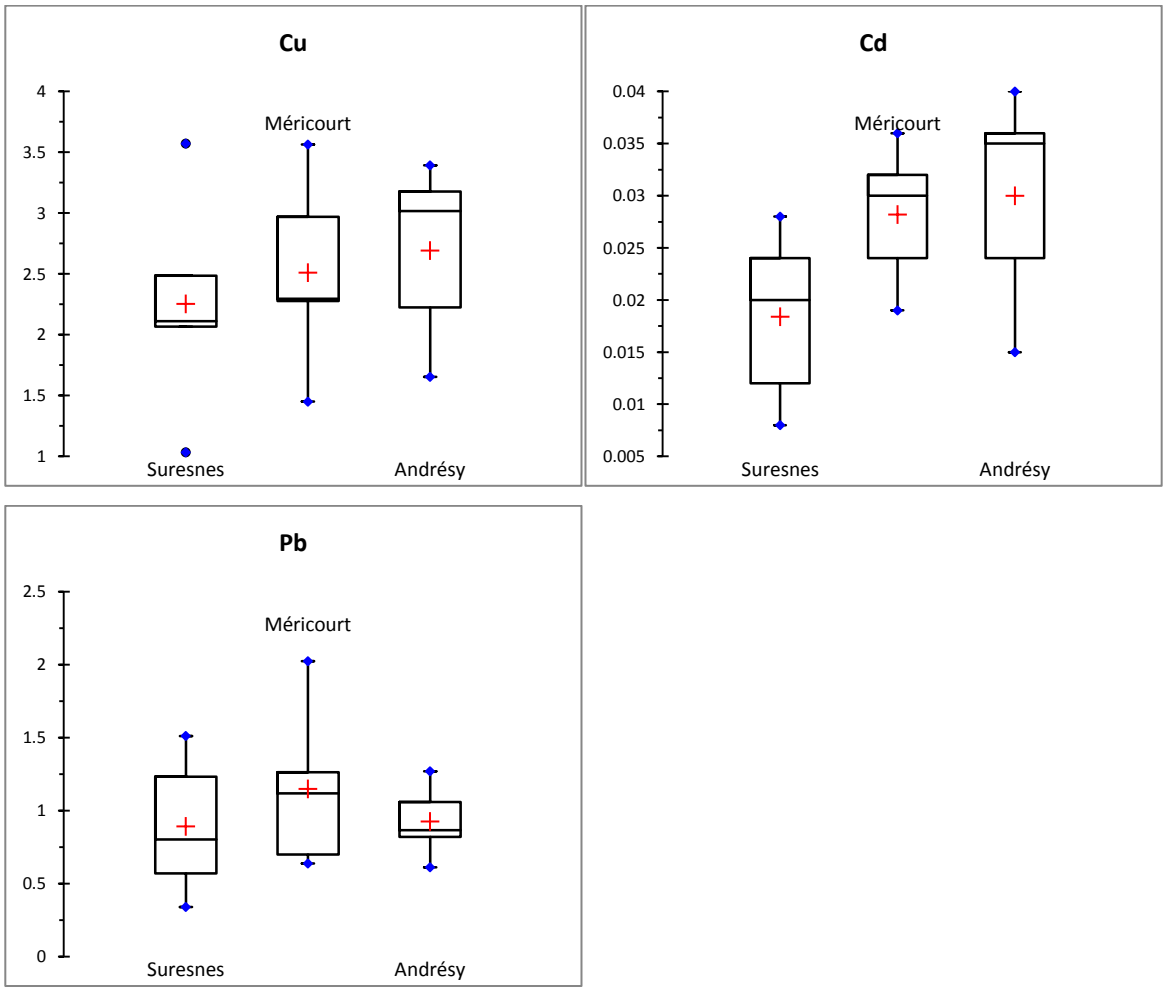


Figure 115. Boîtes à moustache des ETM mesurés dans la Seine en µg/L

III.5.2.3 Synthèse des principales conclusions sur les ETM des différents types d'eau en France.

La concentration, la répartition et la spéciation des éléments traces métalliques des eaux usées de temps sec des émissaires connectés aux stations de Seine-Aval, de Seine Amont, de Marne Aval, des eaux usées en entrée et sortie de la station Seine-Centre et de l'eau de surface du milieu récepteur aux trois points de prélèvement (Suresnes, Andrésy et Méricourt) fait ressortir les informations suivantes :

- Les effluents de temps sec dans les émissaires (CAA) et (SAN) sont les plus pollués parmi les émissaires. L'émissaire (CAA) présente les concentrations médianes les plus élevées pour le Cr_T, Zn_T, Cu_T et Pb_T alors que l'émissaire (SAN) est le plus contaminé en Cd_T ;
- Les émissaires (SAR), (Seine Amont) et (Marne Aval) sont relativement homogènes en termes de contamination par les ETM ;
- L'émissaire CAA présente une forte variabilité par rapport aux autres émissaires. le suivi des rejets de la STEP Seine Aval met en évidence une forte variabilité temporelle tant pour le rejet ponctuel que pour le rejet moyen ;
- Une stabilité spatiale est observée pour les ETM totaux entre Suresnes et Andrésy qui est impacté par le rejet de la STEP Seine Aval jusqu'à Méricourt. Les concentrations observées pour les trois sites du milieu récepteur sur la période d'investigation sont relativement homogènes, ceci est certainement une conséquence des forts débits en Seine (581-866 m^3/s) relevés durant nos campagnes ;
- Une variation spatiale en ce qui concerne la répartition et la spéciation des métaux (dissous et labiles) dans le milieu récepteur ;

- La station de Seine Centre est la première usine du SIAAP à utiliser la technique d'épuration par biofiltration sur cultures fixées précédée par une décantation lamellaire physico-chimique. Les abattements obtenus sont : Cr_T : 63 % Zn_T : 94 %; Cu_T : 97 %; Cd_T : 97 % ; Pb_T : 99 %. Cette technique améliore l'épuration des ETM à l'exception du chrome car il est en majorité sous forme dissoute.

La détermination des niveaux de contamination en ETM des eaux usées dans les émissaires parisiens des stations d'épuration Marne Aval, Seine Amont et Seine Aval, au sein d'une station d'épuration d'Île-de-France et dans la Seine nous permet d'établir une comparaison entre le Liban et la France. Ce sera l'objet du prochain chapitre.

III.6 Comparaison des ETM entre le Liban et la France

Cette partie regroupe les résultats sur les éléments traces métalliques dans les émissaires libanais et français sous forme de boites à moustaches.

III.6.1 Le chrome

La Figure 116 illustre les concentrations en chrome mesurées dans les eaux usées des différents émissaires en France et au Liban. Les valeurs médianes en Cr_T ont été évaluées: 13,37 µg/L (CAA), 7,88 µg/L (SAN), 9,24 µg/L (SAR), 8 µg/L (Marne Aval), 9,9 µg/L (Seine Amont), 370 µg/L (Al Ghadir) et 48 µg/L Jounieh. Des facteurs de 37 et 5 ont été calculés respectivement à Al Ghadir et Jounieh par rapport aux émissaires français. De fortes disparités ont été observées entre les différents émissaires entre le Liban et la France pour le chrome total. La présence de rejets industriels issus des tanneries mélangés aux eaux usées domestiques rend le niveau de contamination plus important surtout en absence de traitement. Cette contamination contribue à détruire la vie aquatique en Mer Méditerranée (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Les deux traitements des STEP Seine Aval et Seine Centre contribuent à éliminer 63 % du chrome total. Une simple transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des concentrations en Cr_T : 137 µg/L Al Ghadir et 17,7 µg/L Jounieh. Les concentrations en chrome total obtenues en sortie des deux STEP sont inférieures aux normes libanaises (Cr_T : 200 µg/L) et internationales (EPA, 1999) (Cr_T : 74 µg/L).

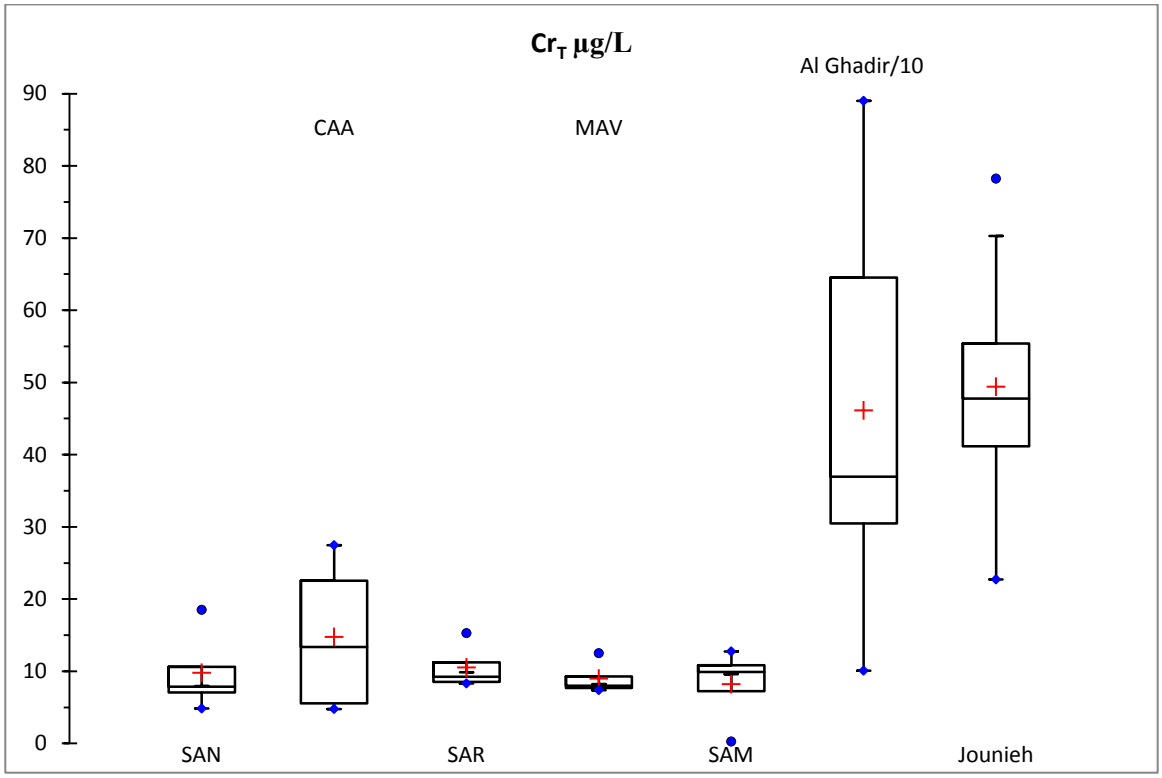


Figure 116. Comparaison du Cr_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires.

III.6.2 Le zinc

La Figure 117 illustre les concentrations en zinc mesurées dans les eaux usées des différents émissaires en France et au Liban. Les valeurs médianes en Zn_T ont été évaluées: 339 µg/L (CAA), 200 µg/L (SAN), 321 µg/L (SAR), 265 µg/L (Marne Aval) et 219 µg/L (Seine Amont), 370 µg/L (Al Ghadir) et 247 µg/L Jounieh. Les concentrations médianes en Zn_T sont globalement comparables entre les émissaires libanais et les émissaires français. La dispersion varie d'un émissaire à un autre ; mais la plupart des émissaires présentent des dispersions importantes dont les écarts interquartiles sont compris entre 34 et 174 %.

Seul l'émissaire d'Al Ghadir offre une dispersion modérée, l'écart interquartile est de 24 %. Cependant, les eaux usées des émissaires parisiens subissent des traitements primaire et secondaire avant leurs rejets dans la Seine ce qui contribue à limiter l'impact des eaux usées sur le milieu récepteur.

Le traitement par biofiltration sur cultures fixées précédée d'une décantation lamellaire physico-chimique à Seine Centre conduit à éliminer 94 % du Zn_T. Une simple transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des concentrations médianes en Zn_T de : 22 µg/L Al Ghadir et 15 µg/L Jounieh. Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval, on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 92 µg/L Al Ghadir et 62 µg/L Jounieh. Les concentrations en zinc total obtenues en sortie des deux STEP sont inférieures aux normes libanaises (Zn_T : 300 µg/L) et internationales (EPA, 1999) (Zn_T : 120 µg/L).

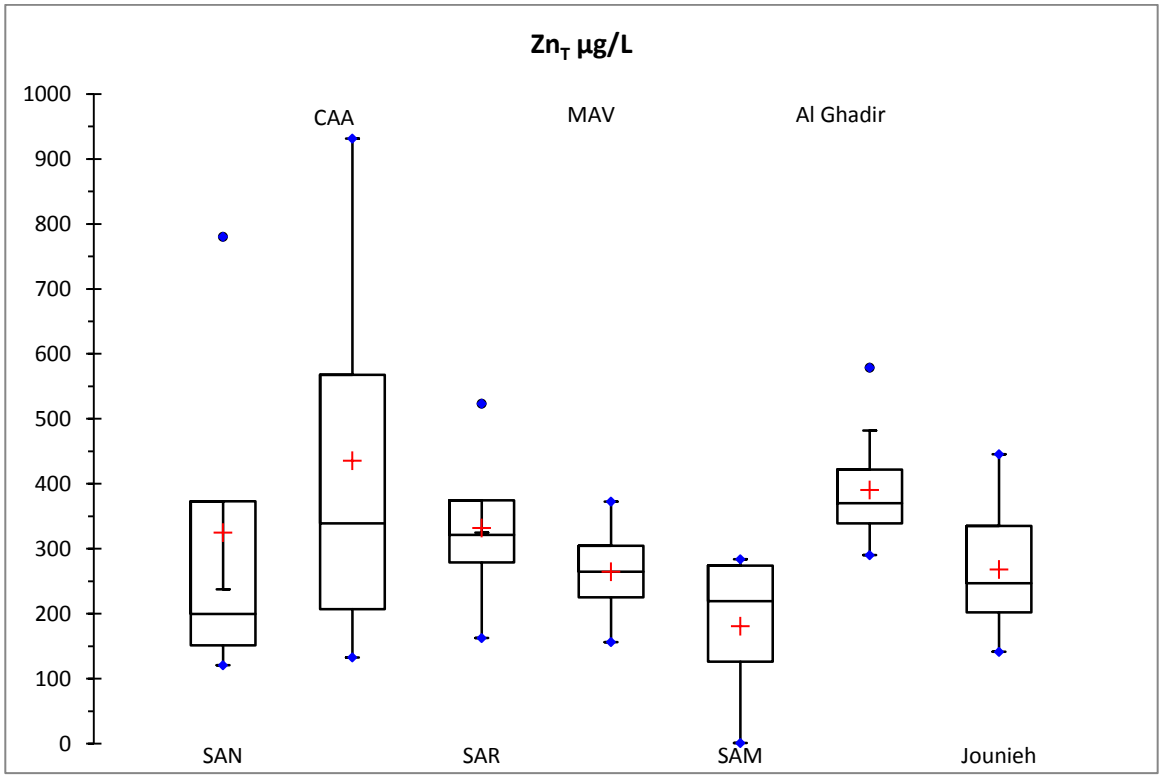


Figure 117. Comparaison du Zn_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires

III.6.3 Le cuivre

La Figure 118 illustre les concentrations en cuivre mesurées dans les eaux usées des différents émissaires en France et au Liban. Les valeurs médianes en Cu_T ont été évaluées: 87 µg/L (CAA), 51 µg/L (SAN), 73 µg/L (SAR), 99 µg/L (Marne Aval) et 90 µg/L (Seine Amont), 35 µg/L (Al Ghadir) et 36 µg/L Jounieh. Les concentrations médianes en Cu_T sont comparables entre les émissaires libanais et l'émissaire (SAN). Les concentrations médianes des autres émissaires français représentent une pollution plus élevée. Tous les émissaires libanais et français montrent des dispersions importantes, les écarts interquartiles sont compris entre 31 et 192 %

Le traitement à Seine Centre conduit à éliminer 97 % du Cu_T. Une transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des concentrations médianes en Cu_T de : 1,05 µg/L Al Ghadir et 1,08 µg/L Jounieh. Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval (80 %), on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 7 µg/L Al Ghadir et 7,2 µg/L Jounieh. Les concentrations en cuivre total obtenues en sortie des deux STEP sont inférieures aux normes libanaises (Cu_T : 50 µg/L) et internationales (EPA, 1999) (Cu_T : 13 µg/L).

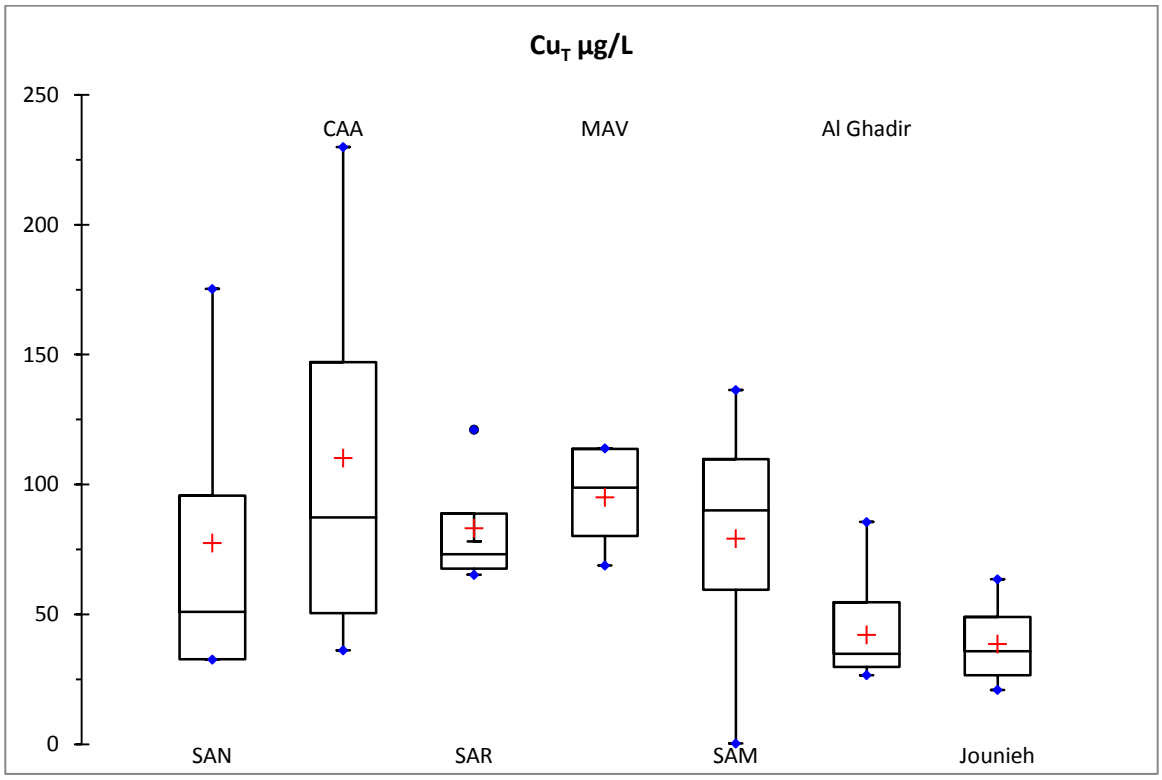


Figure 118. Comparaison du Cu_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires

III.6.4 Le cadmium

La Figure 119 illustre les concentrations en cadmium mesurées dans les eaux usées des différents émissaires en France et au Liban. Les valeurs médianes en Cd_T ont été évaluées: 0,54 µg/L (CAA), 0,63 µg/L (SAN), 0,46 µg/L (SAR), 0,38 µg/L (Marne Aval) et 0,4 µg/L (Seine Amont), 10,6 µg/L (Al Ghadir) et 3 µg/L Jounieh. Des facteurs de 18 et 5 ont été calculés respectivement à Al Ghadir et Jounieh par rapport aux émissaires français. A l'instar du Cr_T, de fortes disparités ont été observées entre les différents émissaires entre le Liban et la France pour le cadmium total.

Une dispersion importante est observée pour les émissaires français (SAN, CAA, SAR et Seine Amont) et l'émissaire de Jounieh au Liban, les écarts interquartiles sont compris entre 41 et 770 %. Les émissaires Marne Aval (France) et d'Al Ghadir (Liban) montrent une dispersion modérée, les écarts interquartiles sont compris entre 9 et 29 %.

Le traitement à Seine Centre conduit à éliminer 97 % du Cd_T. Comme les éléments précédent, une transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des concentrations médianes en Cd_T de : 0,32 µg/L Al Ghadir et 0,09 µg/L Jounieh. Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval (86 %), on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 1,5 µg/L Al Ghadir et 0,42 µg/L Jounieh. Les concentrations en cadmium total obtenues pour en sortie des deux STEP sont inférieures aux normes libanaises (Cd_T: 5 µg/L) et internationales (EPA, 1999) (Cd_T : 2,2 µg/L).

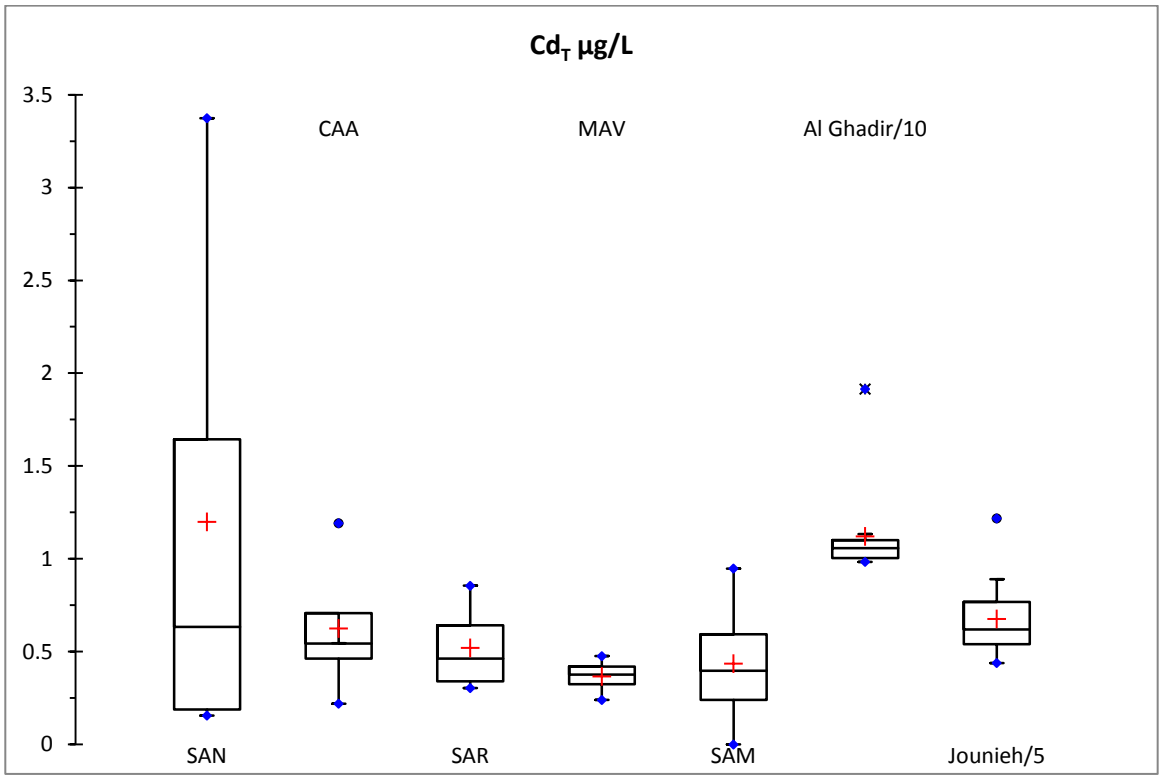


Figure 119. Comparaison du Cd_T entre le Liban et la France au niveau des différents émissaires

III.6.5 Le plomb

La Figure 120 illustre les concentrations en plomb mesurées dans les eaux usées des différents émissaires en France et au Liban. Les valeurs médianes en Pb_T ont été évaluées: 72 µg/L (CAA), 50 µg/L (SAN), 30 µg/L (SAR), 12 µg/L (Marne Aval) et 21 µg/L (Seine Amont), 27,7 µg/L (Al Ghadir) et 21,7 µg/L Jounieh. Les concentrations médianes en Pb_T sont comparables entre les émissaires libanais et les émissaires (SAR, Marne Aval et Seine Amont). Les concentrations médianes des autres émissaires français présentent une pollution plus élevée. A l'instar du cuivre, tous les émissaires libanais et français montrent des dispersions importantes, les écarts interquartiles sont compris entre 32 et 367 %.

Le traitement à Seine Centre conduit à éliminer 99 % du Pb_T. Une transposition de cet abattement aux effluents des émissaires libanais conduirait à des rejets présentant des concentrations médianes en Pb_T de : 0,27 µg/L Al Ghadir et 0,21 µg/L Jounieh. Cependant si on appliquait les abattements observés à Seine Aval (95 %), on obtiendrait les concentrations suivantes dans les rejets : 1,9 µg/L Al Ghadir et 1,5 µg/L Jounieh. Les concentrations en plomb total obtenues pour en sortie des deux STEP sont inférieures aux normes libanaises (Pb_T : 10 µg/L) et internationales (EPA, 1999) (Pb_T : 2.5 µg/L).

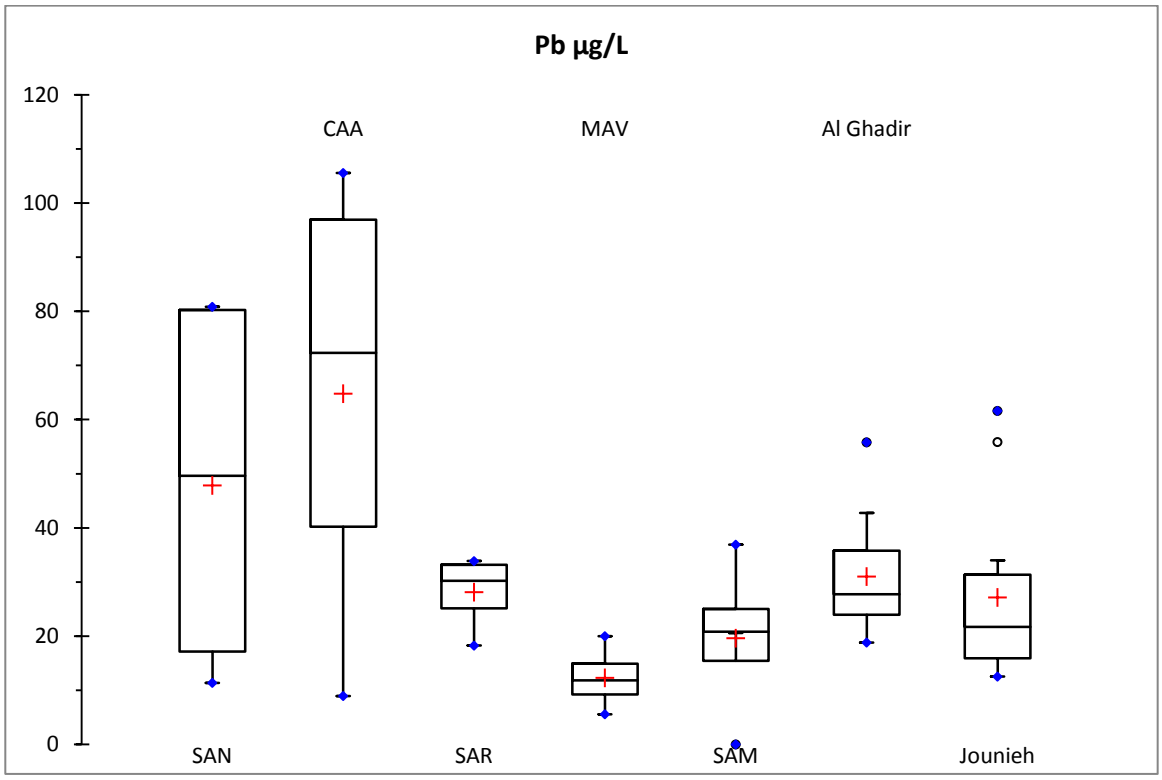


Figure 120. Comparaison du Pb_T entre le Liban et la France des différents émissaires

III.6.6 Conclusion

Cette étude fournit comme dans le cas des paramètres globaux les premières informations sur la contamination des eaux usées au Liban pour les éléments traces métalliques durant les 24 heures de la journée en distinguant les jours de la semaine (du lundi au jeudi) et ceux du weekend (du vendredi au samedi) pour les bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh.

Les tanneries dans le bassin versant d'Al Ghadir évacuent leurs effluents sans aucun traitement dans le réseau d'assainissement qui est de type unitaire. Ces effluents sont riches en métaux et plus particulièrement en chrome. La plupart des industries dans les deux bassins versants au Liban dégradent la qualité des eaux usées domestiques par leurs rejets riches en ETM.

La comparaison avec les émissaires d'Île-de-France (CAA, SAN, SAR, Marne Aval et Seine Amont) nous a fourni des informations sur les niveaux de contamination. Le Tableau 68 synthétise la transposition de l'abattement des STEP de Seine Centre et de Seine Aval aux effluents des émissaires libanais qui conduirait à des rejets présentant des concentrations qui respecteraient les normes libanaises et internationales.

Le traitement en station d'épuration capte 63 à 99 % de ces éléments, qui se retrouvent dans les boues d'épuration formées. L'efficacité de cette rétention dépend de la nature des ETM, la fixation des éléments à lieu majoritairement lors de la décantation primaire de la station Seine Centre (entre P1 et P2). Les boues produites sont enterrées après avoir subir des traitements (stabilisation par l'ajout de la chaux ; conditionnement par cuisson des boues ; épaississement et déshydratation par voie gravitaire sur lit de séchage) ou ils sont épandu dans les terrains agricoles. L'épandage des boues constitue l'une des voies de circulation des éléments traces métalliques dans le sol. En raison des risques potentiels de toxicité, d'accumulation et de transfert dans la chaine alimentaire, la valorisation agricole des boues basée sur les normes mondiales est nécessaire avant de l'appliquer au Liban.

Tableau 68. Transposition de l'abattement des STEP Seine Centre (SEC) et de Seine Aval (SAV) aux effluents des émissaires libanais.

ETM valeur médiane	Al Ghadir			Jounieh			Norme États-Unis (EPA, 1999) Eau courante	Norme libanaise (MOE/UNDP/ECODIT, 2011)
	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)		
Cr_T µg/L	370	137	17,7	48	137	17,7	74	200
Zn_T µg/L	370	22	92	247	15	62	120	300
Cu_T µg/L	35	1,05	7	36	1,08	7,2	13	50
Cd_T µg/L	10,6	0,32	1,5	3	0,09	0,42	2,2	5
Pb_T µg/L	27,7	0,27	1,9	21,7	0,21	1,5	2,5	10

Fractionnement de la Matière organique dissoute (MOD)

III.7 Matière Organique Dissoute (MOD)

La caractérisation de la matière organique dissoute d'origine naturelle et urbaine par son fractionnement selon la polarité est l'objectif de la dernière partie de cette étude. La matière organique dissoute (MOD) influence la spéciation des éléments traces métalliques dans le milieu récepteur, en raison de sa capacité à les complexer et donc à diminuer leur biodisponibilité (Varrault et al. 2012). Les résultats obtenus par Matar (2012) ont montré que la MOD issue des rejets urbains et rejetée dans le milieu récepteur présente un fort pourcentage de MOD hydrophile (40-60 %) avec un degré d'aromaticité peu marqué.

III.7.1 MOD dans les émissaires

III.7.1.1 Concentration en COD

La concentration en COD dans la Seine a été mesurée pour trois émissaires de la STEP Seine Aval, celui de la STEP Marne Aval et celui de la station Seine Amont. La Figure 121 regroupe les concentrations pour les quatre prélèvements réalisés entre mars et juin 2013.

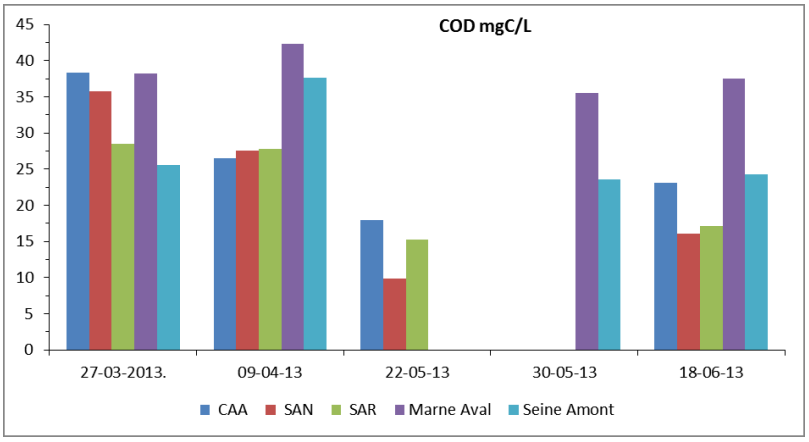


Figure 121. Concentration en COD dans les émissaires (les couleurs correspondent aux dates des différentes campagnes).

Les concentrations en COD obtenues pour les différents émissaires varient entre 18 et 38 mgC/L pour CAA, entre 10 et 36 mgC/L pour SAN, entre 15 et 28 mgC/L pour SAR; entre 35 et 48 mgC/L pour Marne Aval et, enfin, entre 23 et 37 mgC/L pour Seine Amont. Ces deux derniers émissaires présentent les valeurs les plus fortes et c'est probablement à cause du type de réseau (séparatif) connecté aux STEP de Marne Aval et Seine Amont. Les eaux usées collectées dans ces deux zones ne subiraient aucune dilution par l'eau de pluie, ce qui explique les fortes valeurs en COD obtenues. Plus en détails, le prélèvement du 22 mai 2013 présente les valeurs minimales des émissaires CAA, SAN et SAR tandis que, le prélèvement du 9 avril 2013 présente les valeurs maximales pour les émissaires de Marne Aval et Seine Amont. Le prélèvement du 27 mars 2013 offre les valeurs maximales des émissaires CAA, SAN et SAR. Le prélèvement du 30 mai 2013, quant à lui, conduit aux valeurs minimales pour Marne Aval et Seine Amont (très comparable au 18 juin pour ces deux émissaires).

Il apparait donc que les émissaires situés en amont de l'agglomération parisienne (eaux usées brutes non diluées – réseau séparatif) sont plus chargés en matière organique dissoute que les émissaires raccordés à la STEP SAV (réseau unitaire – eaux usées diluées) notamment l'émissaire Marne Aval. Ainsi, sur la période de notre étude, la valeur minimale mesurée pour cet émissaire est supérieure aux valeurs maximales des émissaires SAR et SAN.

D'après Kruskal-Wallis (au seuil de signification $\alpha = 0,05$), les concentrations en COD des émissaires SAR et Marne Aval sont significativement différentes. La comparaison (deux à deux) entre les autres émissaires n'a pas fait ressortir de différence significative.

La Figure 122 présente la variabilité des concentrations en COD pour l'ensemble des émissaires. Une dispersion importante est observée pour les émissaires de la STEP SAV (CAA, SAN et SAR), les écarts interquartiles sont respectivement de 30, 69 et 50 %. Pour les émissaires des STEP Seine Amont et Marne Aval, une dispersion plus modérée est observée ; les écarts interquartiles sont pour Marne Aval 6 % et Seine Amont 18 %.

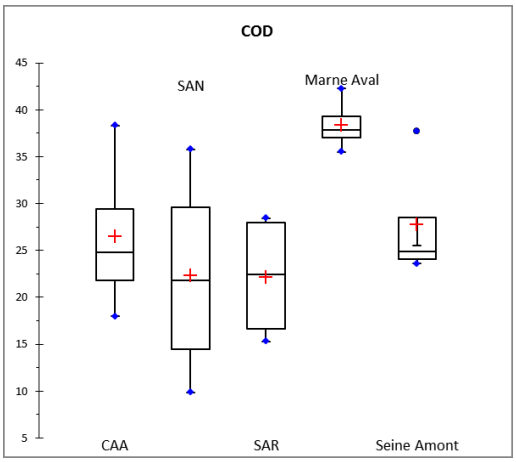


Figure 122. Boîte à moustaches du COD pour les émissaires à Paris

La matrice de corrélation du COD entre les différents émissaires est présentée Tableau 69. Cette matrice confirme la forte corrélation entre les émissaires de la STEP SAV, d'une part, et ceux de Marne Aval et Seine Amont, d'autre part. Ceci résulte probablement des différences d'occupation des bassins versants alimentant les émissaires et donc des activités urbaines ou industrielles présentent sur ces bassins. Le fractionnement de la matière organique dissoute devrait permettre de mieux cerner ces différences.

Tableau 69. Matrice de corrélation (COD) entre les émissaires selon Pearson (n-1).

Variables	CAA	SAN	SAR	Marne Aval	Seine Amont
CAA	1	**0.953**	**0.835**	0.352	0.120
SAN	**0.953**	1	0.961	0.608	0.414
SAR	**0.835**	**0.961**	1	0.768	0.636
Marne Aval	0.352	0.608	0.768	1	**0.951**
Seine Amont	0.120	0.414	0.636	0.951	1

III.7.1.2 Fractionnement de la MOD

La répartition du COD pour les émissaires entre les fractions HPO, TPI et HPI est présentée Figure 123. Pour la campagne du 27 mars 2013, la fraction HPI domine les autres fractions pour les émissaires CAA, Marne Aval et Seine Amont avec des pourcentages de 45 % et plus. Toutefois la fraction HPO est supérieure aux deux autres fractions pour les émissaires SAN et SAR à 47 et 45 %, respectivement. Pour le prélèvement du 9 avril2013, la fraction HPI représente 41 % du COD pour les émissaires CAA, SAN et SAR et 54 % les Marne Aval et Seine Amont. De même, pour la campagne du 22 mai 2013, la fraction HPI prédomine pour les émissaires CAA et SAN avec des pourcentages qui varient entre 45 et 48 %. Par contre, pour l'émissaire SAR, la fraction HPO est la plus importante représentant 44 % du COD. La station d'épuration de Seine Aval est alimentée par cinq émissaires dont trois ont été suivis dans cette étude.

Le fractionnement des rejets moyen et ponctuel de cette STEP soulignait que la fraction HPI était prédominante pour deux dates : 27/03/2013 et 22/05/2013. Comme les émissaires présentent une différence de répartition de COD d'un émissaire à l'autre, il est nécessaire de comprendre ce qu'il se passe durant le traitement au sein de la STEP SAV pour le fractionnement de la MOD. C'est la raison pour

laquelle, le fractionnement de la MOD a été suivi à l'échelle des traitements primaire et secondaire de la STEP de Seine Centre.

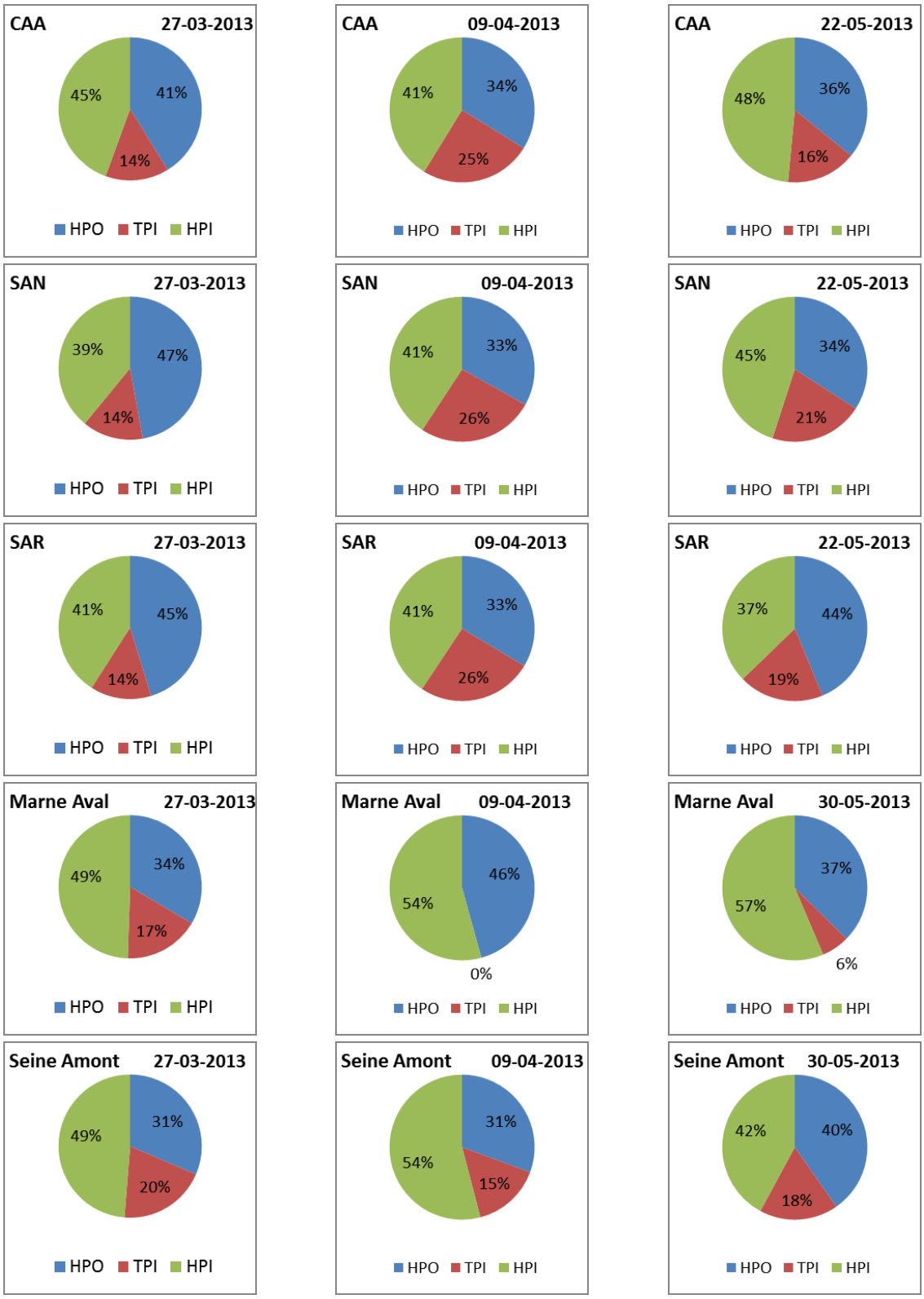


Figure 123. Fractionnement de la MOD pour les principaux émissaires des STEP SAV, MAV et SAM

La Figure 124 présente le pourcentage d'aromaticité et les valeurs de SUVA pour les différents émissaires. Les valeurs de SUVA pour tous les émissaires sont inférieures à 2,5 c'est-à-dire qu'ils sont

considérés comme présentant un caractère non humique pour lesquels la MOD présente une faible hydrophobicité. La campagne de 22 mai 2013 présente le pourcentage d'aromaticité le plus élevé pour les émissaires CAA, SAN et SAR et celle du 18 juin 13 pour les émissaires Marne Aval et Seine Amont. Probablement, la raison de ce pourcentage d'aromaticité élevé pour les émissaires de la STEP Seine Aval est l'introduction d'eau de pluie (21 mai 2013 démarrage du préleveur automatique - 22 mai 2013 récupération de l'échantillon) qui a augmenté la proportion de substances non humiques (HPO) par dilution des eaux usées brutes. Pour les émissaires Marne Aval et Seine Amont, l'échantillonnage du 30 juin 2013 est aussi un jour de pluie mais comme le réseau est séparatif, le pourcentage d'aromaticité reste presque constant. Ces résultats concordent avec ceux de Matar (2012) qui a démontré que l'eau de pluie augmente la fraction HPO par rapport à la fraction HPI.

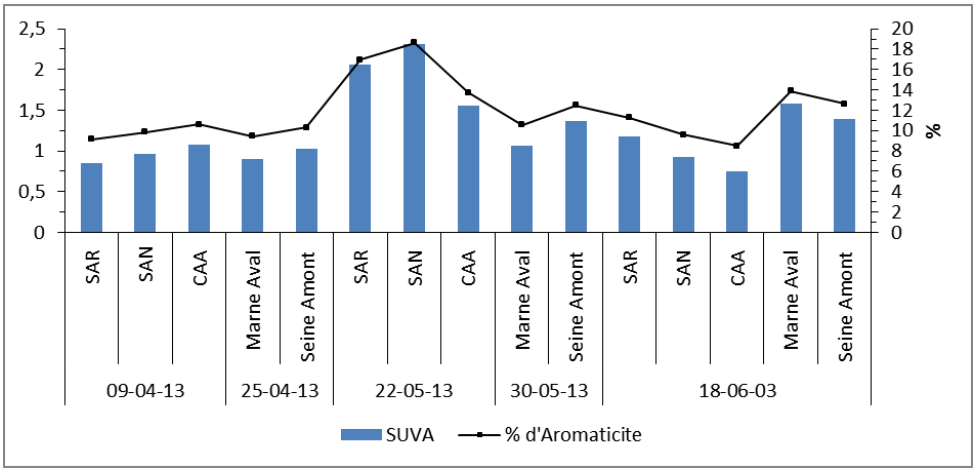


Figure 124. SUVA et pourcentage d'aromaticité pour les émissaires de l'agglomération parisienne

III.7.2 MOD de la STEP Seine centre

III.7.2.1 Concentration en COD

La Figure 125 synthétise les concentrations en COD pour les deux étapes de traitement de la station Seine Centre. Ces résultats sont issus de trois campagnes successives entre les 18 et 20 juin 2013 ; Chaque échantillon est un échantillon moyen 24h. La concentration en COD en entrée de traitement primaire (P1) varie entre 13 et 30 mgC/L, celle en entrée de traitement secondaire (P2) entre 12 et 16 mgC/L et pour le rejet de la STEP (P3) entre 5,25 et 5,58 mgC/L.

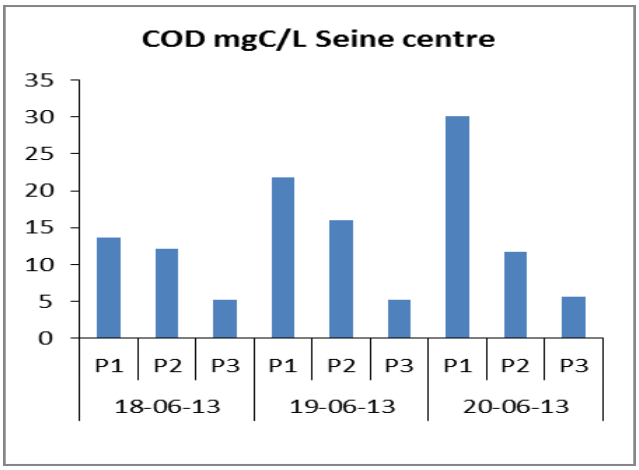


Figure 125. Concentration en COD au sein de la STEP Seine Centre en juin 2013 : P1 - entrée du traitement primaire, P2 - entrée du traitement secondaire, P3 : sortie du traitement secondaire

Le rendement de chaque étape de traitement de la STEP Seine Centre est présenté à la Figure 126. La première campagne (18 juin 13) présente un pourcentage d'abattement équivalent à 10 % entre P1 et P2 (traitement primaire : décantation physico-chimique avec ajout d'un polymère et de chlorure ferrique

comme coagulant), la deuxième campagne (19 juin13) montre un pourcentage d'abattement de 26 % (P1-P2) et la troisième campagne (20 juin 13) présente un rendement plus important de 60 % (Figure 126a). Cette importante dispersion résulterait probablement de l'ajout d'une quantité plus élevée de coagulant durant le traitement lors de cette troisième campagne. Cet ajout est identifiable par l'augmentation de la concentration du COD à l'entrée de la STEP. L'étude sur la coagulation des eaux usées par le chlorure ferrique et son effet sur le carbone organique dissous et la conductivité effectuée par El Samrani (2004) confirme cette hypothèse.

Pour le rendement au niveau du traitement secondaire (biofiltration), le pourcentage d'abattement entre P2 et P3 est compris entre à 52 et 66 % (Figure 126b). Ce rendement présente une dispersion modérée entre les trois campagnes avec une efficacité plus importante pour le traitement secondaire durant le temps sec (les biofiltres fonctionnent en série) que pendant le temps pluie (ils fonctionnent en parallèle).

L'abattement à l'échelle de la station (P1-P3) Seine Centre varie entre 61 et 81 %. Cet abattement change d'une campagne à une autre notamment à cause de la pluie.

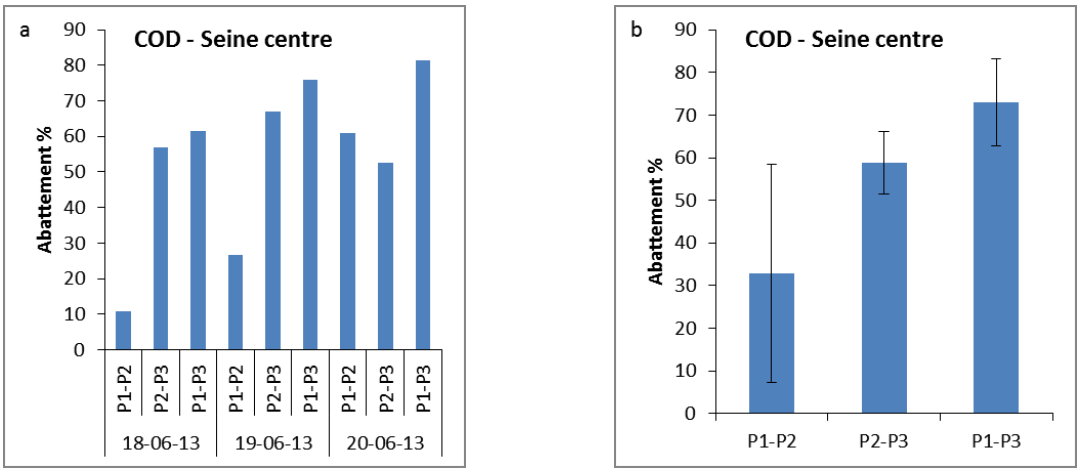


Figure 126. Abattement de la MOD au niveau du traitement primaire (P1-P2), traitement secondaire (P2-P3) et à l'échelle de la STEP Seine Centre (P1-P3)

Les répartitions en COD entre fractions HPO, TPI et HPI lors du traitement des eaux usées sont présentées Figure 127. Globalement, la fraction HPI prédomine pour les trois avec un fort pourcentage de MOD hydrophile pour la campagne du 20 juin 13. Ce caractère hydrophile est difficilement explicable car nous attendions une diminution de ce caractère et une augmentation de la fraction HPO lors de l'événement pluvial du 20 juin 13.

Lors du traitement primaire (P1-P2), une diminution de la fraction HPI durant la campagne du 18 juin 2013 (réalisée en présence de pluie) de 9 % a été observée. Pour la campagne du 19 juin 2013 (réalisée par temps sec), cette fraction est presque constante mais la fraction HPO diminue.

Durant le traitement secondaire (P2-P3), la fraction HPI est quasi constante pour la campagne du 18 juin 2013. La campagne du 19 juin 2013 présente un transfert de la fraction HPI à la fraction TPI. Lors de la campagne du 20 juin 2013, la fraction HPI reste constante.

Lors de ces trois campagnes au sein de la STEP Seine Centre, nous avons obtenus des premiers résultats qui donnent une idée sur le comportement de chaque fraction de la MOD durant les traitements primaire et secondaire. Afin de mieux comprendre ce comportement il est indispensable de faire plus de campagne par temps sec.

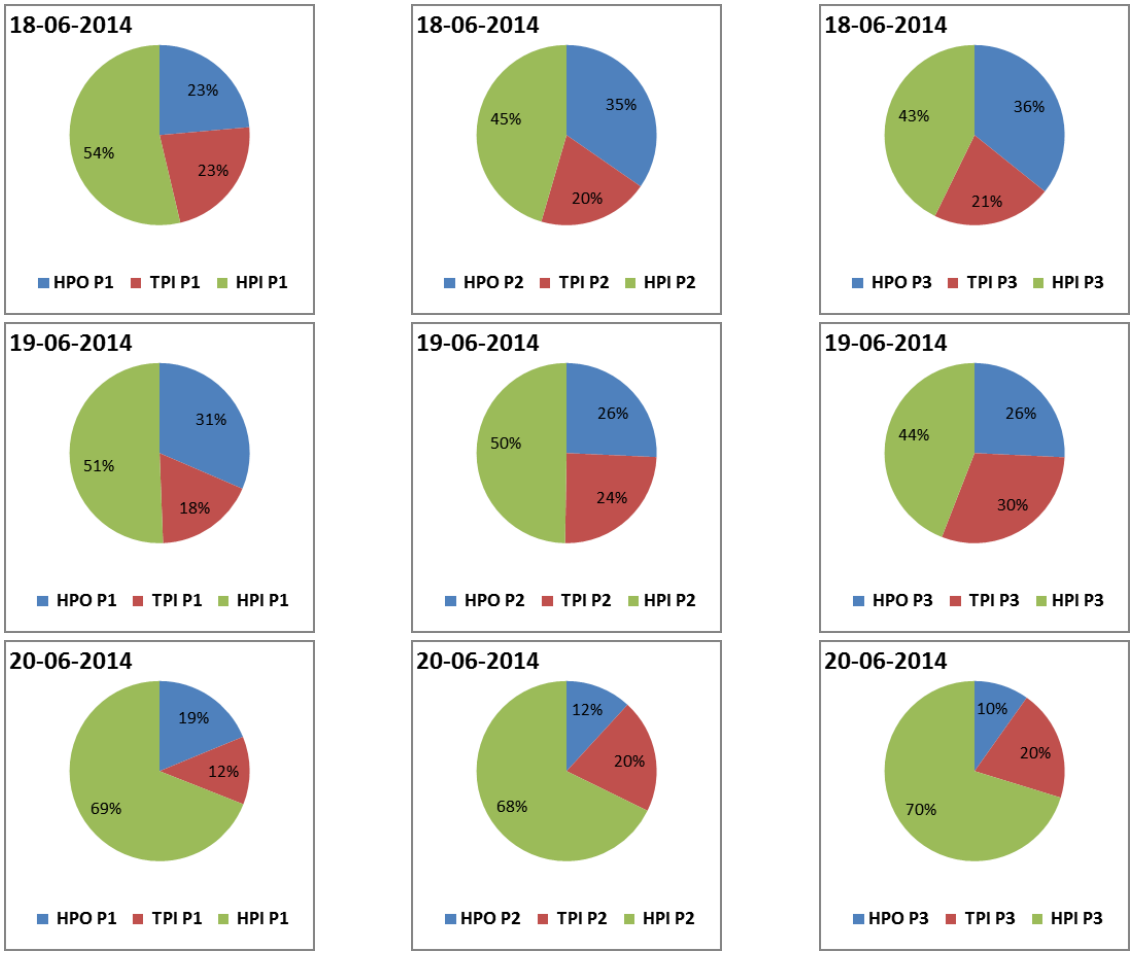
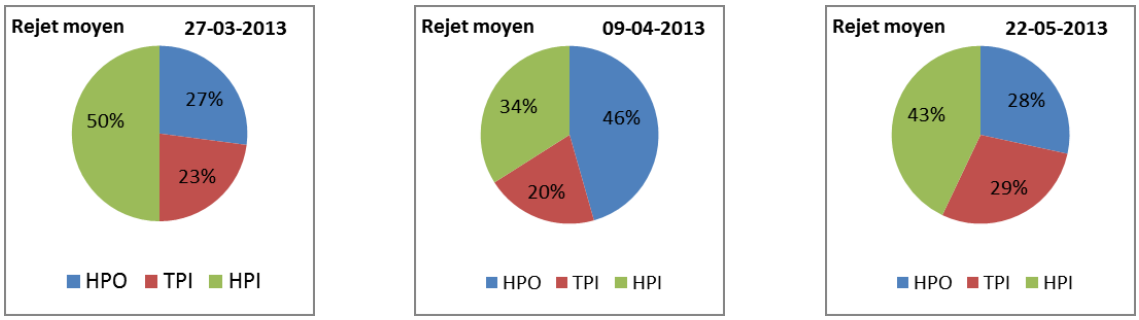


Figure 127. Répartition du COD dans chaque étape de traitement de la STEP SEC

Par comparaison entre le fractionnement au point P3 (rejet) de la STEP Seine Centre et les résultats obtenus lors de cette étude des rejets moyen et ponctuel de la STEP Seine Aval (Figure 128), on trouve qu'il y a une différence entre les rejets de la STEP Seine Centre (fraction HPI dominante > 40 %) et la campagne du 9 avril 13 du rejet moyen (24h) où la fraction HPO domine (46 %). Ils sont cependant comparables aux campagnes du 27 mars 13 et du 22 mai 13 (la fraction HPI varie entre 37 et 50 %) pour les deux rejets moyen et ponctuel.



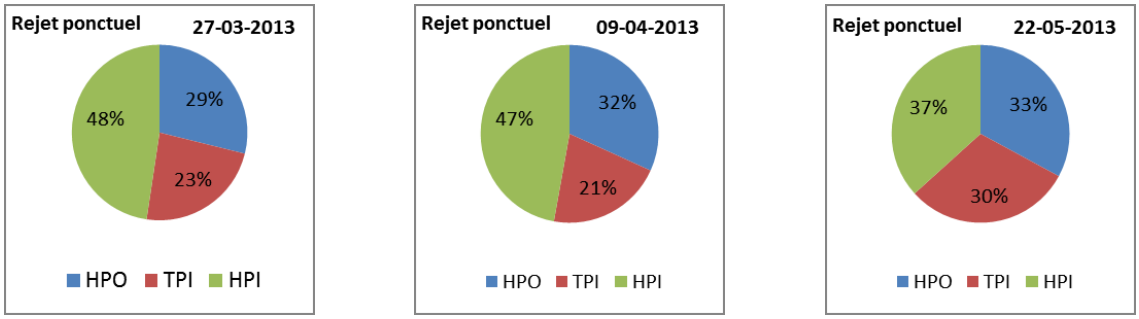


Figure 128. Répartition du COD dans le rejet moyen (24h) et rejet ponctuel de la STEP SAV

La Figure 129 présente le pourcentage d'aromaticité et les valeurs de SUVA lors du traitement des eaux usées au sein de la STEP Seine Centre. Les valeurs de SUVA confirment les résultats du fractionnement qui ont montré que l'eau de rejet de la STEP Seine Centre possède de la matière organique dissoute hydrophile dominante puisqu'ils sont inférieurs à 2,5, c'est-à-dire qu'ils possèdent un caractère non humique. La MOD a présenté une faible hydrophobicité durant les trois campagnes.

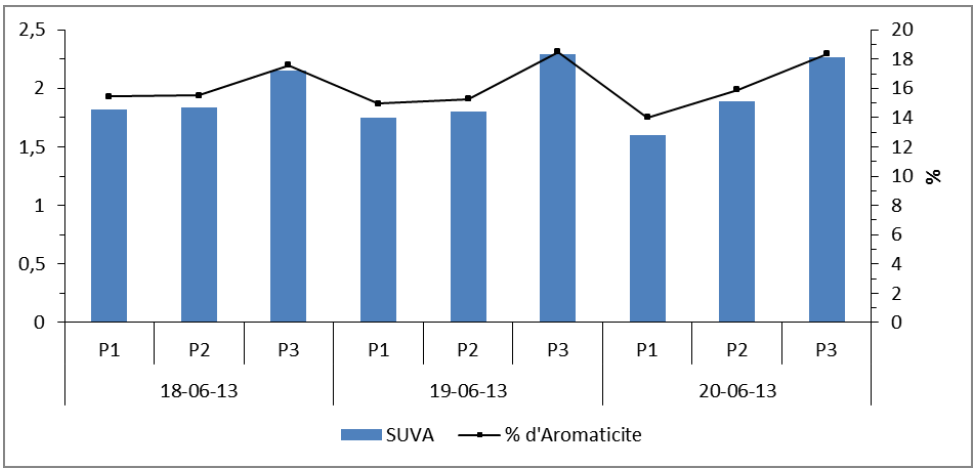


Figure 129. SUVA et pourcentage d'aromaticité pour les eaux usées durant les traitements primaire et secondaire pour la STEP SEC

III.7.3 MOD dans le milieu récepteur et le rejet de SAV

III.7.3.1 Concentration en COD

La concentration en carbone organique dissous (COD) dans la Seine a été mesurée pour les trois points de prélèvement d'Andrésy, Suresnes et Méricourt. La Figure 130 synthétise ces concentrations en COD pour les cinq prélèvements réalisés entre février et juin 2013. La concentration en COD à Suresnes varie entre 1,9 et 3,07 mgC/L, entre 2,3 et 3,14 mgC/L à Méricourt et entre 3 et 3,55 mgC/L à Andrésy. Le prélèvement du 9 avril 2013 présente les valeurs minimales et celui du 14 juin 2013 les valeurs maximales. Afin de comparer les prélèvements sur un même site et entre les sites, le test statistique de Kruskal-Wallis au seuil de signification $\alpha = 0,05$ a été utilisé. Ce test a indiqué que les concentrations en COD ne sont pas statistiquement comparables entre les sites. Une différence significative ressort entre Suresnes et Andrésy. Cette différence résulte de la position respective des deux stations : Suresnes, en amont des principaux rejets de STEP, et Andrésy en aval de ces rejets. De plus, la STEP de Seine Aval est située en amont d'Andrésy et, d'après Matar (2012), la concentration en COD du rejet de la station Seine Aval varie entre 8,6 et 16,3 mgC/L et pour cette étude elle varie entre 9,4 et 14,2 mgC/L, ce rejet contribue donc à l'augmentation en COD de la Seine entre Suresnes et Andrésy.

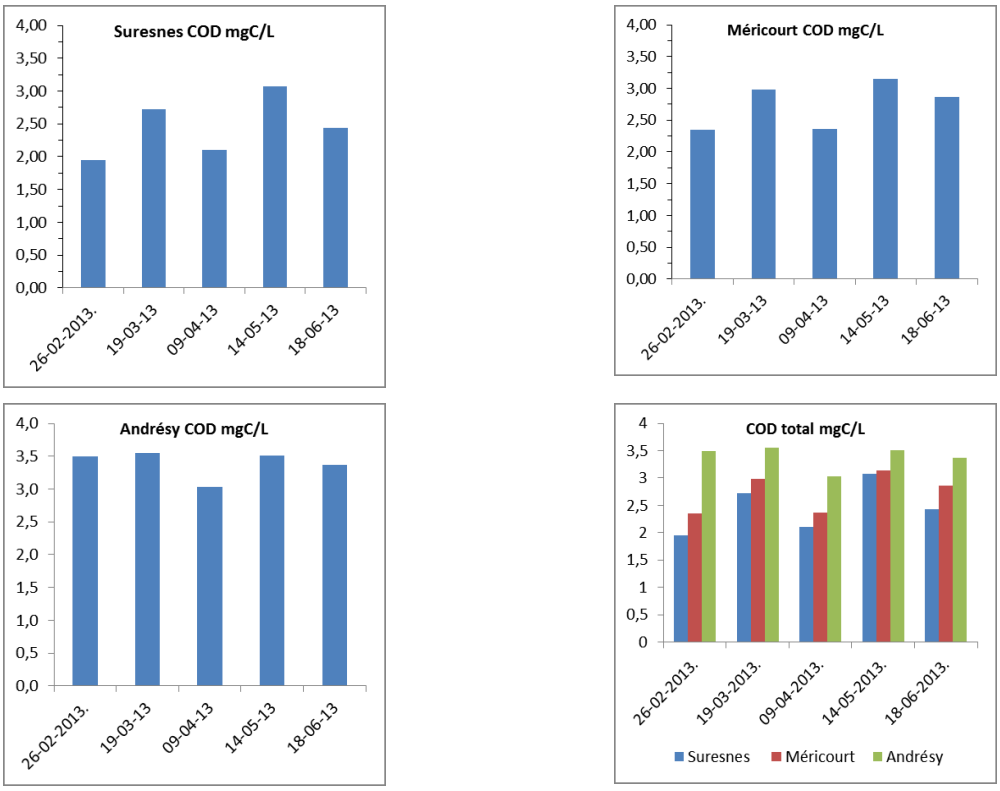


Figure 130. Concentration en COD pour les trois points de prélèvements de la Seine.

Globalement, la concentration en COD issue des stations d'épuration varie selon le mode de traitement (SIAAP, 2012). Cette concentration a été mesurée pour les rejets moyen et ponctuel de la STEP Seine Aval (Figure 131). Elle est significativement supérieure à celle obtenue dans le milieu récepteur d'un facteur 2 à 4. Les campagnes des 9 avril et 18 juin 2013 donnent à la fois accès aux valeurs du milieu récepteur pour les trois points de prélèvement et aux rejets moyen et ponctuel de la STEP SAV. Les valeurs de la campagne du 9 avril observées à Andrésy (3 mgC/L), Suresnes (2,1 mgC/L) et Méricourt (2,4 mgC/L) sont très inférieures à celles du rejet moyen (14,2 mgC/L) et du rejet ponctuel (10,4 mgC/L). La comparaison entre le milieu récepteur et le rejet de la STEP SAV, souligne que le rejet enrichit la Seine en MOD et que le point de prélèvement à Andrésy est affecté par ce rejet malgré un fort débit de la Seine (324 m^3/s) par rapport au débit de la STEP Seine Aval (45 m^3/s) (Figure 132). Ces observations confirment les conclusions de Pernet-Coudrier (2008) et Matar (2012).

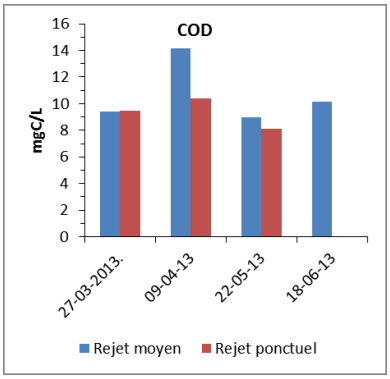


Figure 131. Concentration en COD des rejets moyen et ponctuel de la STEP SAV.

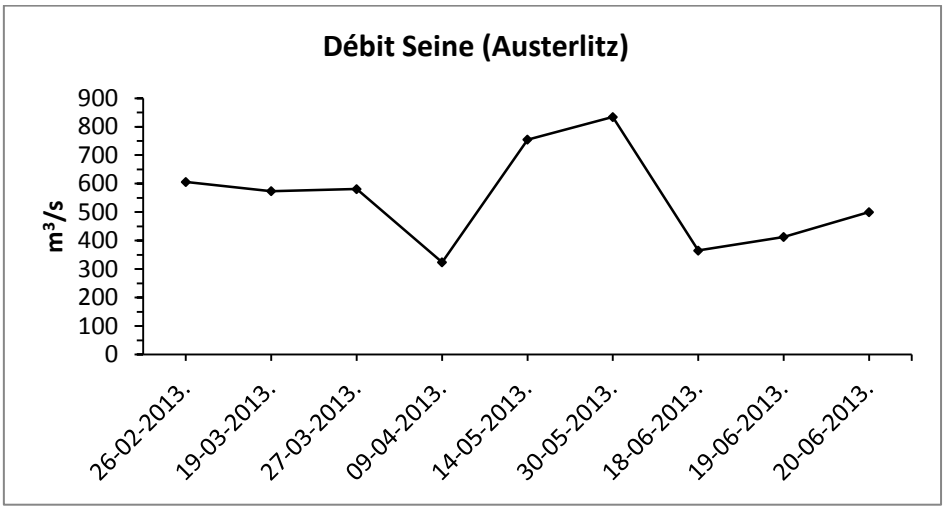


Figure 132. Débit de la Seine à la station d'Austerlitz

La Figure 133 met en évidence une faible variabilité du COD tant pour le milieu récepteur que pour le rejet de la STEP comprise entre 4 % à Andrésy et 26 % pour le rejet ponctuel de SAV.

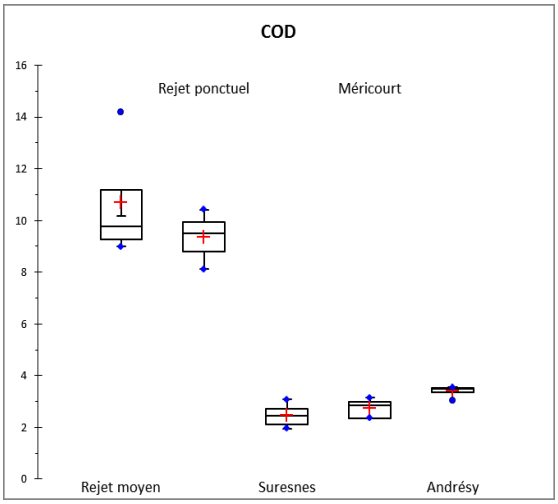


Figure 133. COD dans le milieu récepteur et au niveau du rejet de la STEP SAV.

III.7.3.2 Fractionnement de la MOD

La répartition du COD entre les fractions hydrophobe (HPO), hydrophile (HPI) et transphilique (TPI) est présentée Figure 134. La fraction HPO est relativement constante pour le site de Suresnes, entre février et avril 2013, autour de 40 % ; elle est la fraction la plus importante. La fraction HPI varie entre 30 et 35 % et la fraction TPI entre 25 et 29 %. Pour le site d'Andrésy, la fraction HPO varie entre 35 et 40 %, la fraction HPI entre 34 et 38 % et la fraction TPI entre 26 et 27 %. Pour l'aval lointain à Méricourt, la fraction HPO varie entre 37 et 41 %, la fraction HPI entre 29 et 36 % et la fraction TPI entre 27 et 30 %. Aussi, pour ces deux derniers sites, la fraction HPO est légèrement plus élevée soulignant la présence de substances humiques dans la Seine durant la période de prélèvement. Cette répartition du COD dans le milieu récepteur est en accord avec les résultats de Matar (2012) pour le fractionnement de la MOD des échantillons collectés à Suresnes. Ces résultats montrent une proportion plus élevée de substances humiques (HPO). Pour les échantillons du site d'Andrésy qui est impacté par les rejets urbains, une proportion de composés non humiques (HPI) est observée.

D'après Matar (2012), les substances non-humiques représentées par les fractions HPI et TPI, et plus particulièrement cette dernière (elles varient entre 40 et 60 %), sont prédominantes en période d'étiage pour le site d'Andrésy pour deux raisons possibles : la première serait le rejet de la STEP SAV en amont du site et la seconde serait la forte urbanisation (site situé en aval de Paris et donc fortement impacté

par les rejets urbains). Dans cette étude, nous étions en période de hautes eaux de la Seine (le débit variait entre 324 et 834 m^3/s), une forte dilution des rejets urbains a donc eu lieu, ce qui a entraîné une légère augmentation de la fraction HPO en Seine (comprise entre 35 et 41 %), et de fait, des substances non-humiques. Ce résultat est similaire à celui obtenu par Matar (2012) pour des sites amont du bassin de la Seine (Ussy-sur-Marne et Fontaine-le-Port), moins urbanisés que le site d'Andrésy.

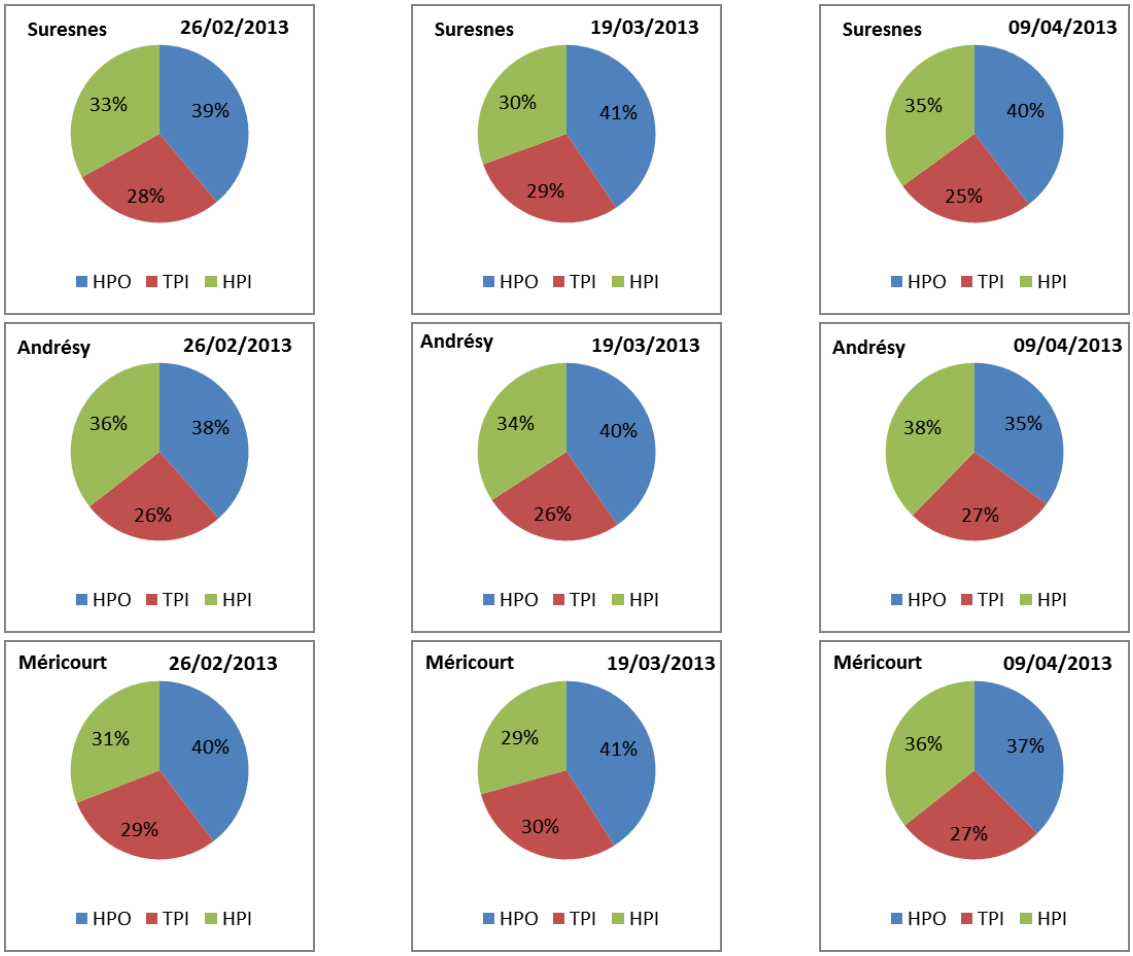


Figure 134. Répartition du COD selon les différentes fractions (HPO, HPI et TPI) pour les trois sites du milieu récepteur

La répartition du COD dans les rejets moyen et ponctuel entre fractions HPO, TPI et HPI est présentée Figure 135. Pour la campagne du 27 mars 2013, la fraction HPI prédomine les autres fractions durant le prélèvement des deux rejets avec un pourcentage qui varie entre 48 et 50 %. La fraction HPO varie entre 27 et 29 % et la fraction TPI est équivalente à 23 %. Les eaux traitées rejetées sont considérées de nature non humique (Pernet-Coudrier, 2008 ; Matar, 2012). Durant le prélèvement du 9 avril 2013, une différence de 13 % entre les rejets moyen et ponctuel est observée. La fraction HPO prédomine, représentant 46 % du COD, pour le rejet moyen (24 h), tandis que la fraction HPI prédomine à 47 % pour le rejet ponctuel (prélèvement entre 9 h et 11 h), on ne sait pas à quoi est due cette différence. Pour la campagne du 22 mai 2013, la fraction HPI prédomine dans les deux rejets avec un pourcentage de 43 % pour le rejet moyen et 37 % pour le rejet ponctuel. Globalement, la station d'épuration de Seine Aval à Achères enrichit la Seine en matière organique dissoute hydrophile, en raison du caractère non humique des rejets (la fraction HPI varie entre 40 et 60 % d'après Matar (2012) et > 60 % d'après Pernet-Coudrier (2008)).

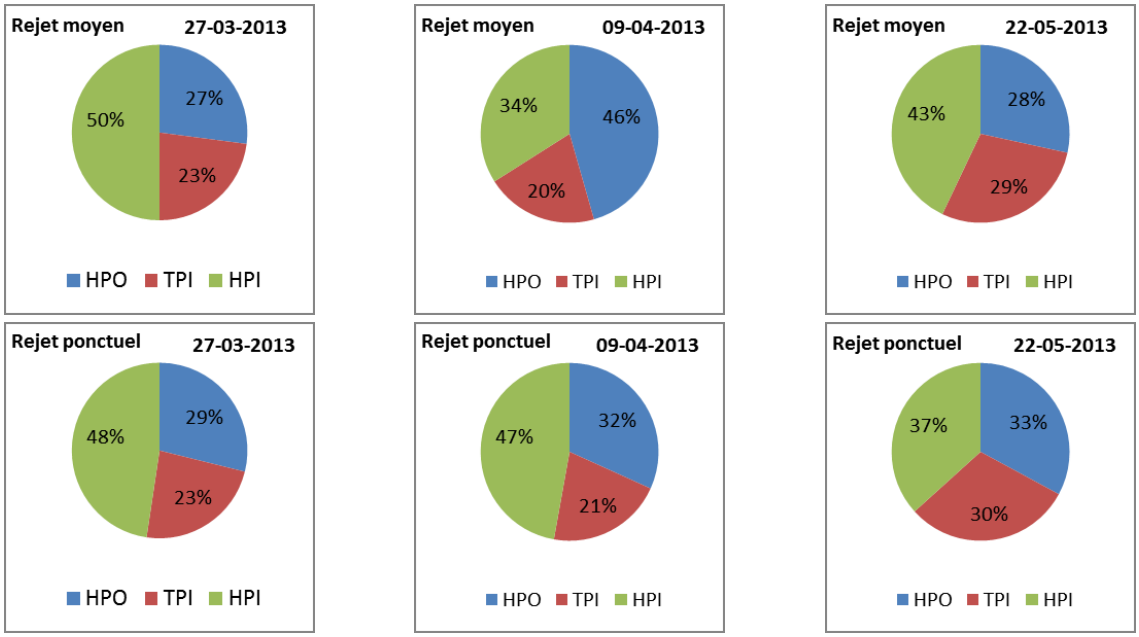


Figure 135. Répartition du COD selon les différentes fractions (HPO, HPI et TPI) pour les rejets de la STEP SAV

Les résultats présentés dans la Figure 136 rassemblent le pourcentage d'aromaticité et les valeurs de SUVA à 254 nm (absorbance à 254 nm normalisée par rapport à la concentration en COD). Comme le pourcentage d'aromaticité est directement lié au SUVA, il est égal à 6,5 x SUVA + 3,6 ; on se limitera, par la suite, à interpréter les résultats du seul SUVA. D'après la littérature (Edzwald et al, 1993 ; Matar, 2012), les eaux présentant un SUVA < 2-2,5 sont considérées comme ayant un caractère non humique.

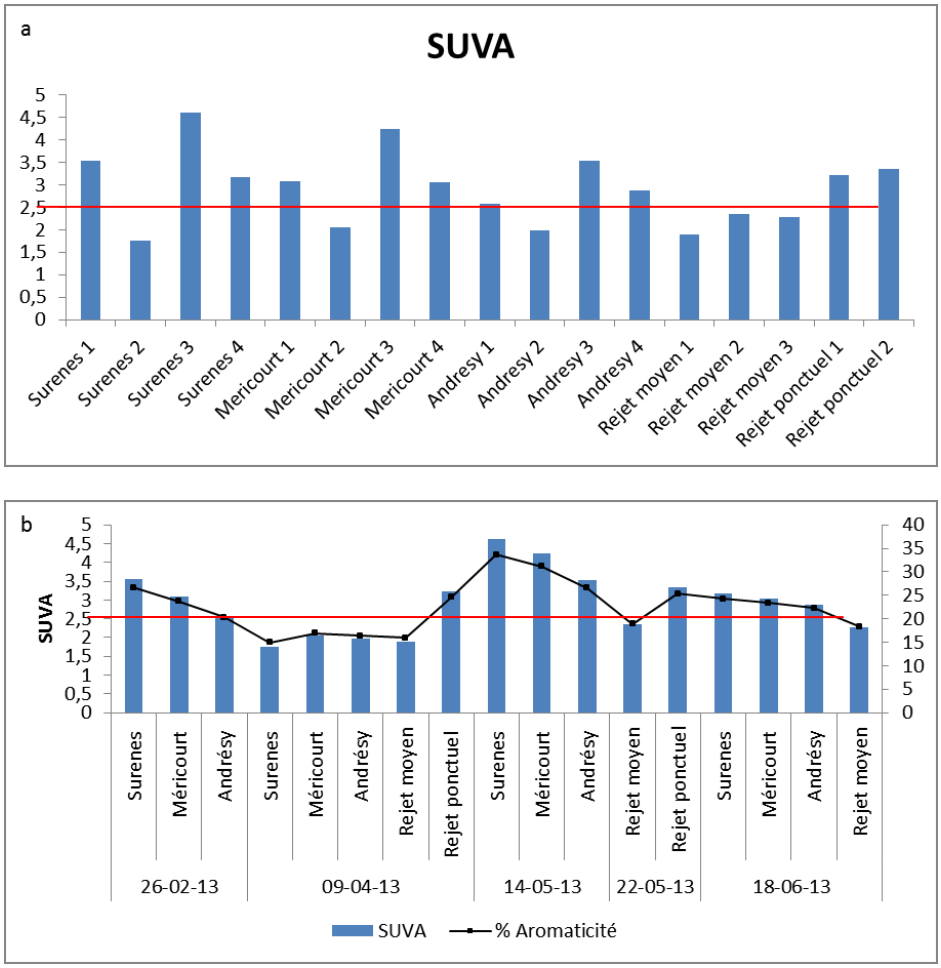


Figure 136. SUVA et pourcentage d'aromaticité du milieu récepteur et rejet de la STEP Seine aval.

La Figure 136a montre les résultats du SUVA obtenus entre février et juin 2013 sur les sites du milieu récepteur et les rejets de la STEP SAV. Le SUVA pour les trois sites du milieu récepteur est généralement > 2,5 ; les eaux présentent donc un caractère humique à l'exception du prélèvement du 09 avril. Ce résultat est cohérent avec la diminution de la fraction HPO pour cette date lors du fractionnement.

La Figure 136b présente une comparaison entre les valeurs de SUVA et de pourcentage d'aromaticité selon les dates de prélèvements. Une différence significative a été constatée (test de Kruskal –Wallis, α= 0,05) entre la valeur du SUVA obtenue le 14 mai 2013 et la valeur moyenne des trois sites obtenue le 9 avril 2013. Une dilution est la cause de cette différence car le débit de la seine (mesuré à Austerlitz) était de 324 m^3/s le 9 avril et 755 m^3/s le 14 mai.

III.7.4 Conclusion

La Seine, au niveau des trois points de prélèvement à Andrésy, Méricourt et Suresnes, présente un milieu pour lequel la fraction hydrophobe domine. Ce résultat conforte les résultats obtenus précédemment par Pernet-coudrier (2008) et Matar (2012).

La répartition de la MOD obtenue à l'entrée de la STEP Seine Aval par temps sec est reliée entre 39 et 45 % à la fraction HPI. Cette fraction a augmenté durant les traitements pour atteindre 50 %, parallèlement une diminution de la fraction HPO (27 %) a été observée.

La STEP Seine Centre présente la même variation que la STEP Seine Aval durant le temps sec mais avec des pourcentages qui varient entre l'entrée et la sortie à cause des différentes zones de collectes et des types de traitement. Les deux stations sont alimentées par des réseaux unitaires, cela contribue à un changement entre les fractions HPI, TPI et HPO avec le débit d'eau de pluie. Nos résultats montrent que la MOD présente dans les eaux traitées des deux stations Seine Aval et Seine Centre, rejetée dans le milieu récepteur, possède un caractère non humique, c'est-à-dire une faible hydrophobicité.

IV CONCLUSIONS GENERALES ET PERSPECTIVES

Conclusion Générale

Actuellement, la recherche de ressources hydriques de qualité s'impose comme stratégique à l'échelle des communautés pour garantir leur existence sur la carte géopolitique du Moyen Orient. La situation actuelle au Moyen Orient n'est pas sans conséquences pour le Liban. Il a accueilli depuis le début de la guerre en Syrie plus d'un million de réfugiés syriens sur ses territoires qui se sont ajoutés aux 4 millions de Libanais. Une pression démographique et socioéconomique supplémentaire est donc apparue dans la problématique des ressources hydriques du pays. Ainsi, les objectifs du début de la thèse sont encore plus prégnants. Rappelons que les principaux objectifs étaient, d'une part, de caractériser la qualité des eaux usées de Beyrouth et ses banlieues et de déterminer leurs concentrations en polluants, et, d'autre part, d'analyser les différents scenarios de traitement de ces eaux en stations d'épuration et d'en faire la projection en termes de flux exportés vers le milieu récepteur, dans le cas du Liban principalement la Mer Méditerranée.

Une relation entre les paramètres globaux et les activités anthropiques a été mise en évidence sur les différents bassins versants étudiés au travers de suivis qualitatifs ponctuels (Al Ghadir, Jounieh, Antelias et Fleuve Beyrouth) et continus (Al Ghadir et Jounieh) des effluents. Les premières informations qui ressortent du suivi des paramètres globaux sur le territoire libanais montrent des concentrations en DBO_5 totales et DCO_T qui sont généralement comparables d'une part entre les sites d'Al Ghadir et Jounieh qui présentent les valeurs les plus élevées, et d'autre part entre Antelias et Fleuve Beyrouth. Dans le cas du suivi en continu de la qualité des effluents, la comparaison des deux bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh durant les jours de la semaine et du weekend a permis de mettre en évidence que les valeurs et les variations de la DCO_T et la DBO_5 sont généralement comparables pour les deux sites. La DCO_T dépend de l'effet heure qui est le facteur qui induit entre 66 et 80 % de la variation pour les sites de Jounieh et d'Al Ghadir respectivement. Tandis que, la DBO_5 dépend de l'effet jours pour environ 38% pour les deux sites. Les MES et les MVS sont aussi comparables entre les deux sites. Elles dépendent de l'effet heure. Ce dernier contribue entre 51 et 74 % de la variation des MES dans les sites de Jounieh et d'Al Ghadir respectivement. Les MVS dépendent de l'effet heure jusqu'à 81 % à Al Ghadir. Les paramètres qui varient entre jours de la semaine et le weekend sont : la BDO_5 et la biodégradabilité (DCO_T/DBO_5) pour les deux sites d'Al Ghadir et Jounieh.

Ce travail a permis de déterminer les niveaux de contamination des eaux usées par les ETM et les flux qui sont exportés vers la Mer Méditerranée. Les concentrations en ETM totaux sont plus importantes dans le bassin versant d'Al Ghadir que dans celui de Jounieh. Les flux de Zn, Cr et Cd durant les jours de la semaine dans les effluents d'Al Ghadir font de ce bassin versant une source importante de ces éléments traces métalliques pour la Mer Méditerranée (Cr_T : 20,7 ; Zn_T : 20,8; Cu_T : 2,42; Cd_T : 0,6 ; Pb_T : 1,5 kg/jour) et pour l'émissaire de Jounieh sont : Cr_T : 0,66 ; Zn_T : 3,7; Cu_T : 0,38; Cd_T : 0,045 ; Pb_T : 0,33 kg/jour. Les tanneries dans le bassin versant d'Al Ghadir évacuent leurs effluents sans aucun traitement dans le réseau d'assainissement qui est de type unitaire. Ces effluents sont riches en métaux et plus particulièrement en chrome. Cependant, les flux de Pb et de Cu présentent des différences moins marquées entre les deux bassins étant donné que les concentrations sont comparables alors que le débit reste toujours plus élevé à Al Ghadir. Cependant, nous avons mis en évidence que le bassin versant de Jounieh représentait une source plus importante de chrome particulaire que celui d'Al Ghadir. La variabilité du Zn_T dépend de l'heure entre 60 et 98 %, celle du Cu_T dépend également de l'heure entre 66 et 81 % ainsi que celle du Pb_T à 34 et 73 %, respectivement pour Al Ghadir et Jounieh. La fraction dissoute de tous les ETM suivis présente une différence significative durant les 24 heures entre les deux bassins d'Al Ghadir et de Jounieh pour tous les jours de la semaine. C'est-à-dire que toutes les concentrations obtenues dans les intervalles de temps (à l'échelle de 24 heures) à Al Ghadir durant les 7 jours de la semaine sont différentes des concentrations obtenues à Jounieh pour la fraction dissoutes des ETM.

Pour la partie française, la caractérisation des eaux usées de temps sec des émissaires de la STEP Seine Aval, des eaux usées à l'aval et à l'amont de chaque filière de traitement de la station Seine-Centre et de

l'eau de surface du milieu récepteur aux trois points de prélèvement a permis de faire ressortir les informations suivantes :

- les effluents de temps sec dans les émissaires CAA, SAR et SAN sont relativement homogènes en termes de contamination pour les paramètres globaux ; l'émissaire CAA présente une forte variabilité par rapport aux autres émissaires.
- Le suivi des rejets de la STEP de Seine-Aval met en évidence une forte variabilité temporelle tant pour le rejet ponctuel que pour le rejet moyen.
- Les concentrations observées pour les trois sites du milieu récepteur sur la période d'investigation sont relativement homogènes, ceci est certainement une conséquence de la période de fort débit de la Seine (581-866 m^3/s) durant nos campagnes. La variabilité spatiale s'est donc avérée limitée.

Ce travail a aussi permis de déterminer les niveaux de contamination par les ETM dans les effluents de temps sec des différents émissaires. Les résultats font ressortir les informations suivantes :

- les émissaires (CAA) et (SAN) sont les plus pollués parmi les émissaires.
- L'émissaire (CAA) présente les concentrations les plus élevées pour le Cr_T, Zn_T, Cu_T et Pb_T alors que l'émissaire (SAN) est le plus contaminé en Cd_T.
- Les émissaires (SAR), (Seine Amont) et (Marne Aval) sont relativement homogènes en termes de contamination par les ETM.

Une variation spatiale en ce qui concerne la répartition et la spéciation des métaux (dissous et labiles) dans le milieu récepteur.

L'abattement sur la station Seine Centre a été évalué à l'échelle de la station et à celui des ouvrages de traitements primaire et secondaire. Cette station est la première usine du SIAAP à utiliser la technique d'épuration par biofiltration sur cultures fixées précédée par une décantation lamellaire physico-chimique. Nos abattements pour les paramètres globaux (MES : 93 % entre P1 et P2 ; DCO_T : 95 % entre P1 et P3 ; NTK : 89 % entre P1 et P3 ; P_{Total} : 94 % entre P1 et P3) sont comparables à ceux obtenus par le SIAAP en 2012 à l'échelle de la STEP. Les abattements des ETM obtenus sont : Cr_T : 63 % ; Zn_T : 94 % ; Cu_T : 97 % ; Cd_T : 97 % ; Pb_T : 99 %.

Cette étude a également permis de caractériser finement la matière organique dissoute (MOD) en évaluant la proportion des trois fractions HPI, TPI et HPO dans les émissaires des quatre stations d'épuration, au sein de la station Seine Centre et dans le milieu récepteur. La MOD obtenue à l'entrée de la STEP Seine Aval par temps sec se trouve entre 39 et 45 % dans la fraction HPI. Cette fraction a augmenté durant les traitements pour atteindre 50 %, parallèlement une diminution de la fraction HPO (27 %) a été observée. La STEP Seine Centre présente la même variation que la STEP Seine Aval durant le temps sec mais avec des pourcentages qui varient entre l'entrée et la sortie à cause de différentes zones de collectes et des types de traitement. Nos résultats montrent que la MOD dans les eaux traitées des deux stations Seine Aval et Seine Centre, rejetée dans le milieu récepteur, possède un caractère de faible hydrophobicité.

Enfin, cette étude a fourni les premières informations sur la contamination des eaux usées au Liban pour les paramètres globaux et les éléments traces métalliques durant les 24 heures de la journée en distinguant les jours de la semaine (du lundi au jeudi) et ceux du weekend (du vendredi au dimanche) pour les bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh qui sont bien représentatifs de la région de Beyrouth où habitent 65 % de la population Libanaise . Aussi elle a permis l'orientation vers les choix de traitement des eaux usées les plus efficaces et proposer des outils et des méthodes pour améliorer la gestion des eaux usées au Liban.

La détermination des niveaux de contamination des eaux usées dans les émissaires parisiens, au sein d'une station d'épuration d'Île-de-France nous permet d'établir une comparaison entre le Liban et la France suivie par une extrapolation dans le Tableau 70 pour évaluer l'abattement des polluants dans les effluents des eaux usées au Liban.

Tableau 70. Transposition de l'abattement des STEP françaises aux effluents des émissaires libanais

Polluants	Al Ghadir			Jounieh			Biofiltration sur cultures fixées précédée d'une décantation lamellaire physico-chimique	Biofiltration précédée d'une décantation physico-chimique
	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)	Eaux usées brute (entrée)	Abattement selon SEC (Sortie)	Abattement selon SAV (Sortie)		
MES mg/L	540	10,8	51,7	363	7,26	34,77	98 %	90 %
DBO_5 mgO_2/L	359	11,2	36,9	351	10,9	36,08	97 %	89 %
DCO_T mgO_2/L	610	30,5	96,8	485	24,25	76,96	95 %	84 %
Cr_T µg/L	370	137	137	48	17,7	17,7	63 %	63 %
Zn_T µg/L	370	22	92	247	15	62	94 %	75 %
Cu_T µg/L	35	1,05	7	36	1,08	7,2	97 %	80 %
Cd_T µg/L	10,6	0,32	1,5	3	0,09	0,42	97 %	86 %
Pb_T µg/L	27,7	0,27	1,9	21,7	0,21	1,5	99 %	95 %

Cependant, favoriser un type de traitement ou un autre n'est pas évident. La station d'Al Ghadir a présenté de très hautes valeurs de conductivité, six fois plus élevées que dans les eaux usées de Jounieh. La station d'Al Ghadir reçoit les eaux usées drainées d'un bassin versant ayant une densité élevée de population et qui subit une intrusion marine pour des raisons liées à la géologie de la région et à la surexploitation de la nappe phréatique. Cette forte conductivité aura sans doute une influence majeure sur la traitabilité des eaux usées par boues activées et pourrait orienter les décideurs à renoncer à ce choix de traitement.

Perspectives

A la suite de ces travaux, plusieurs perspectives ressortent pour continuer ce travail :

- Sans doute, la pollution organique devra avoir sa part dans la continuité de cette thématique. Les HAP, les molécules émergentes, les résidus des produits pharmaceutiques, les pesticides sont à rechercher des composés dans les effluents des eaux usées.
- La caractérisation de la matière organique dans les eaux usées au Liban reste à explorer.
- La détermination des polluants en termes de flux rejetés dans le milieu récepteur et en termes des sources exactes des polluants est à affiner notamment en collectant des données fiables de débits pour les activités industrielles et domestiques.
- La spéciation des éléments traces métalliques pour évaluer leurs devenirs et leurs impacts sur le milieu récepteur doit également être investiguée plus finement.

V Références

ACS (1997). Census of Buildings and Households. Study No. 3. Republic of Lebanon. 59 p.

ACS (2006). Compendium Statistique National sur les Statistiques de l'Environnement Au Liban, 38 p.

Al Hajjar, Z., (1997). Lebanese Waters and Peace in the Middle East. (Arabic) Dar Al Malayeen. 123 p.

Amery, H. A., (2000). Assessing Lebanon's Water Balance. Water Balances in the Eastern Mediterranean. Ottawa: The International Development Research Centre (IDRC). pp 13-28.

Andersen H. R., Lundsbye M., Wedel H. V., Eriksson E. and A. Ledin (2007). "Estrogenic personal care products in greywater reuse system." Water Science & Technology 56(12): pp 45-49.

Atlas-du-Liban, (2004). Atlas du Liban : Patrimoine Bâti et Paysager, Occupation du sol, Densités, Équipement, Eau, Consommation d'espace, Domaines Agricoles et Naturels, Risques, Aménagement du territoire, Défis, Problématique, Vacation des sols, Organisation du Territoire, Administration, Données Physiques, Déménagement, Logement, Emploi, Infrastructure, 63 p.

Bank AUDI, (2012). Lebanon Economic Report, Bank Audi, 123 p.

Batley, G.E., Apte, S.C., and Stauber, J.L. (2004). Speciation and bioavailability of trace metals in water: Progress since 1982. Australian Journal of Chemistry 57 (10): 903-919.

Bergé A., (2012). Identification des sources d'alkylphénols et de phtalates en milieu urbain : Comparaison des rejets à dominante urbaine (domestique) par rapport à des rejets purement industriels. Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 294 p.

Block J.C., Mathieu L., Servais P., Fontveille D. and Werner P. (1992). Indigenous bacteria inoculate for measuring the Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC) in waters. Water Research, 26, 481-486.

Boutayeb M., Bouzidi A., Fekhaoui M., (2012). Étude de la qualité physico-chimique des eaux usées brutes de cinq villes de la région de la Chaouia-Ouardigha (Maroc). Bulletin de l'institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie n° 34 (2), p. 145-150.

Bowles, K. C., Apte S. C., Batley, G.E.; Hales, L.T.; Rogers, N.J., (2006). A rapid Chelex column method for the determination of metal speciation in natural waters. Analytica Chimica Acta 558, 237-245.

Brandstetter A., Sletten R.S., Mentler A.l and Wenzel W. (1996). Estimating dissolved organic carbon in natural waters by UV absorbance (254 nm). Z. Pflanzenernähr. Bodenk. 159, 605-607.

Bressy A., (2010). Flux de micropolluants dans les eaux de ruissellement urbaines : effets de différents modes de gestion à l'amont. Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 332 p.

Buffle J., (1988). Complexation reactions in aquatic systems: an analytical approach, Masson M. andTyson J. F., Ellis Horwood, New York, 692 p.

Buzier R., Tusseau-Vuillemin MH., Martin dit Meriadec C., Rousselot O., Mouchel JM., (2006). Trace metal speciation and fluxes within a major french wastewater treatment plant: Impact of the successive treatments stages. Chemosphere 65 (2006) 2419-2426.

Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Mouchel, J.-M., (2006). Evaluation of diffusive gradient in thin film as a metal speciation tool in wastewater. Sci. Total Environ. 358, 277–285.

Caron, D. A., Porter, K. G. and Sanders, R. W. (1990). Carbon, nitrogen, and phosphorus budgets for the mixotrophic phytoflagellate Poterioochromonas malhamensis (Chrysophyceae) during bacterial ingestion. Limnol. Oceanogr., 35, 433–442.

CDR, (2005). Council for Development and Reconstruction.www.cdr.gov.lb/2005/english/Ewater.pd, pp 137-152.

CDR/CES-BTD, (2001). Council for Development and Reconstruction and Ministry of Power and Energy. Feasibility Study on Ghadir Wastewater Treatment Plant. Prepared by Consulting Engineers Salzgitter (CES) and Bureau Technique pour le Development (BTD). Beirut, June 2000, 47 p.

CDR/LACECO, (1999a). Council for Development and Reconstruction. Supervision of Greater Beirut Sanitary Landfills - Contract No. 6823. First Annual Report (19 January 1998 to 18 January 1999). Prepared by LACECO. January 1999. 23 p.

CDR/LACECO, (1999b). Council for Development and Reconstruction. Supervision of Greater Beirut Solid Waste Treatment Plants - Contract No. 6854. First Annual Report (1 June 1998 to 30 May 1999). Prepared by LACECO. June 1999. 32 p.

CDR/LACECO, (2000a). Council for Development and Reconstruction. Supervision of Greater Beirut Sanitary Landfills - Contract No. 6823. Second Annual Report (19 January 1999 to 18 January 2000). Prepared by LACECO. January 2000. 29 p.

CDR/LACECO, (2000b). Council for Development and Reconstruction. Supervision of Greater Beirut Solid Waste Treatment Plants - Contract No. 6854. Second Annual Report (1 June 1999 to 30 May 2000). Prepared by LACECO. June 2000. 21 p.

CDR/LACECO, (2000c). Council for Development and Reconstruction. Coastal Pollution and Water Supply Project: Preparation of an Environmental Monitoring Plan. Volume 1/3: Main Report. Prepared by LACECO & SAFEGE. June 2000, pp: 86-94.

Chaaban, (2001). F. B. Chaaban, G. M. Ayoub, and M. Oulabi, A Preliminary evaluation of Selected Transport-Related Pollutants in the Ambient Atmosphere of the City of Beirut, Lebanon. Water, Air, and Soil Pollution 126: 53-62.

Chamberain J., Gibbs. J.E., and Gebbie, H.A., (1969). The determination of refractive index spectra by Fourier Spectrometry. Infrared Physics, Vol. 9 (4), pp. 189–209.

Chaminda, G.G.T., Nakajima, F., Furumai, H., Kasuga, I. and Kurisu, F., (2010). Comparison of metal (Zn and Cu) complexation characteristics of DOM in urban runoff, domestic wastewater and secondary effluent. Water Science and Technology, 62, 2044-2050.

Chantigny, M.H. (2003). Dissolved and water-extractable organic matter in soils: a review on the infuence of land use and managment pratices. Geoderma 113, 357-380.

Chebbo G., Musquère P., Bachoc A., (1990). Solides transférés dans les réseaux d'assainissement. Caractéristiques hydrodynamiques et charges polluantes. Rapport IMFT, Toulouse, 1990, 27 p.

Chebbo, G., Gromaire, M.C., Moilleron, R., Varrault, G., Aires, N., Constant, A., Rousselot, O., (2006). Présentation du programme de recherche « Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants dans un réseau d'assainissement unitaire » (11) pp : 11-22.

Cheshire, M.V., Russell, J.D., Fraser, A.R., Bracewell, J.M., Robertson, G.W.,Benzingpurdie, L.M., Ratcliffe, C.I., Ripmeester, J.A., and Goodman, B.A. (1992). Nature of soil carbohydrate and its association with soil humic substances. Journal of Soil Science 43 (2) 359-373.

Chin Y.P., Aiken, G., and Oloughlin, E. (1994). Molecular-weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. Environmental Science & Technology 28(11):1853-1858.

Colin F., (1986). État et devenir des métaux contenus dans les effluents urbains et mixtes en relation avec l'utilisation agricole des boues. Action concertée CEEDG XII / Min. Envir / I.R.H., Cost 681, 158 p.

Comair F., (2011). L'efficience d'utilisation de l'eau et approche économique. Plan Bleu, centre d'activités régionales PNUE/PAM, 44 p.

Comber, S.D.W., Gunn, A.M., (1996). Heavy metals entering sewage treatment works from domestic sources. J. Chart. Inst. Water E. 10, 137–142.

Compain, D., Combes, L., Huybrechts, E. (1997). Les Permis de Construire au Liban. Observatoire de Recherche sur Beyrouth et la Reconstruction. 114 p.

Croué J.P., Debroux J.F., Amy G.L., Aiken G.R. and Leenheer J.A., (1999). Natural organic matter: structural characteristics and reactive properties in formation and control of disinfection by-products in drinking water. Environmental Science and Technology. 37 (1), 18A–26A.

Currie, D. J. and Kalff, J. (1984). A comparison of the abilities of freshwater algae and bacteria to acquire and retain phosphorus. Limnol. Oceanogr., 29, 298–310.

Davison, W., Zhang, H., 1994. In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin film gels. *Nature* 67, 546-548.

Deghali A., (2006). Étude de l'impact des rejets de la station de traitement des eaux usées de Ghadir sur l'environnement marin FACULTÉ D'AGRONOMIE-UL, Université Libanaise, Beyrouth. Master en Sciences et Technologies de l'Environnement : Génie de l'Environnement, 122p.

Delaune M., Reiffsteck M., and Feller C. (1990). L'analyse granulométrique de sols et de sédiments à l'aide du microgranulomètre Sédigraph 5000 et comparaison avec la méthode "pipette Robinson". 17, 339-346.

Dilling J. and Kaiser K. (2002). Estimation of the hydrophobic fraction of dissolved organic matter in water samples using UV photometry. Water Research, 36, 5037-5044.

Djoundourian, (1999). Djoundourian, S., Nuwayhid, I., Chaaban, F. The Social and Economic Impacts of Mobile Source Pollution on Public Health in Greater Beirut, Lebanon. Final Report. Report prepared under METAPIII/MedPolicies Initiatives. Project implemented by Harvard Institute for International Development and Lebanese Center for Policy Studies. March 1999.

Eckenfelder W. W., (1982). Gestion des eaux usées urbaines et industrielles: caractérisation, techniques d'épuration, aspects économiques. Technique & documentation Lavoisier, 503 p.

Edzwald J.K., (1985). Surrogate parameters for monitoring organic matter and THM precursors. J. Amer. Water Works Assoc., 77, 122.

Edzwald J.K., (1993). Coagulation in drinking-water treatment-particles, organics and coagulants. Water Science and Technology 27, 21-35.

Eid, (2001). Eid, A. Lead Deposition on Soil and Vegetation in Different Land Uses of the Shoueifat Area. M.Sc. Thesis. Faculty of Agricultural and Food Sciences, AUB, 81 p.

Ekster A. and Jenkins D. (1996). Nickel and copper removal at the San Jose/Santa Clara water pollution control plant. Water Environment Research 68 (7): 1172-1178.

El Khatib, R., Lartiges, B.S., El Samrani, A., Faure, P., HouHou, J., Ghanbaja, J., (2012). Speciation of organic matter and heavy metals in urban wastewaters from an emerging country. Water, Air & Soil Pollution. October 2012, Volume 223, Issue 8, pp 4695-4708.

El Samrani A.G., Lartiges B.S., Villieras F., (2007). Chemical coagulation of combined sewer overflow: Heavy metal removal and treatment optimization. Water Research 42 (2008) 951-960.

El-Fadel M., (2001). Screening Impact Assessment of Waste Disposal on River Quality in Lebanon. Analysis conducted at Water Resource Center (AUB). Report submitted to USAID, 126 p.

El-Fadel M and Massoud, (2000). Particulate matter in urban areas: Health based economic assessment. The Science of Total Environment, Vol. 257, (2-3) pp. 133-146.

El-Fadel M and Zeinati (2000). Water Resources Management in Lebanon: Characterization, Water Balance, Institutional Capacity and Policy Options. Report submitted to United States Agency for International Development. June 2000, pp 24-36.

El-Fadel, M. & Jamali, D. (2000). Water resources in Lebanon: Characterization, Water Balance, and Constraints. water research, 16, 24.

EMWATER (2004). Prospects of Efficient Wastewater Management and Water Reuse in Lebanon. Desalination 215 pp 56-63.

EPA., (1999). National recommended water quality criteria-correction. United States Environmental Protection Agency. Office Of Water 4304. EPA 822-Z-99-001.

Escobar I.C. and Randall A. (2001). Assimilable Organic Carbon (AOC) and Biodegradable Dissolved Organic Carbon (BDOC): complementary measurements. Water Research, 35, 4444-4454.

ESCWA, (2007). ESCWA Water Development - Report 2- State of Water Resources in the ESCWA Region. U. Nation. New York: 68 p.

Fawaz, (1992). Water Resources. In: Proceedings of the Conference on the Status of Waters in Lebanon. UNICEF. Beirut, 27-28.

Filella, M. (2008). Freshwaters: which NOM matters, Environmental Chemistry Letters, 10.1007/s10311-008-0158-x.

Florence, T. M. and Batley G. E. (1975). Removal of trace metals from seawater by a chelating resin. Talanta 22, 201, 1975.

Florence, T.M., Batley, G.E., 1980. Chemical speciation in natural waters. CRC Crit. Rev. Anal. Chem., 9, 219–296.

Frem S., (2009). NAHR Beirut: Projections on an infrastructural landscape. In Architecture. Lebanese University, 199 p.

Gaft M., Reisfeld R., and Panczer G. (2005). Luminescence spectroscopy of minerals and materials, Water Research 33, 14, 3063-3082.

Garnaud S. (1999). Transfert et évolution géochimique de la pollution métallique en bassin versant urbain, Thèse de doctorat, ENPC, 382 p. et annexes.

Garnaud S., Mouchel J.-M., Chebbo G. and Thévenot D.R. (1999). Heavy metals in dry and wet atmospheric deposits in Paris district: comparison with urban runoff. The Science of the Total Environment, 235, 235-245.

GASPERI J. (2006). Introduction et transfert des hydrocarbures à différentes échelles spatiales dans le réseau d'assainissement parisien. Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, 267 p.

GEARA MATTA D., (2012). Flux et sources des parabènes, du triclosan et du triclocarban en milieux urbains denses : comparaison entre Paris et Beyrouth. Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 180 p.

Gershey R.M., Mackinson M.D., Williams P.J., and Moore R.M., (1979). Comparison of three oxidation methods used for the analysis of the dissolved organic carbon in seawater. Marine Chemistry 7, 289-306.

Gourlay-France C., Delmas F., Mazzella N. et Tusseau-Vuillemin M-H., (2010). Que sait-on de la biodisponibilité des contaminants dissous dans le milieu aquatique? Sciences Eaux Territoires, 2010, 1, 6-11.

Gourlay-France, C., Lorgeoux, C., Tusseau-Vuillemin, M.H., (2008). Polycyclic aromatic hydrocarbon sampling in wastewaters using semipermeable membrane devices: Accuracy of time-weighted average concentration estimations of truly dissolved compounds. Chemosphere, 73, 1194-1200.

Gromaire M.-C. (1998). "La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire: origines ET caractéristiques." Thèse de doctorat, École Nationale des Ponts et Chaussées, 507 p.

Guibaud, G., Tixier, N., Bouju, A., Baudu, M., (2003). Relation between extracellular polymers composition and its ability to complex Cd, Cu and Pb. Chemosphere 52, 1701–1710.

Hessen D.O. and Tranvik L.J., (1998). Aquatic Humic Substances. Ecologicla Studies 133, Springer, Berlin. 30, 347-350

Jaber B., (1997). Water in Lebanon: Problems and Solutions. Public lecture given in the Department of Hydrology, Purdue University, Lafayette, IN, USA, Apr 1997.

Jaber B., (1999). Global Water Supply & Sanitation Status: Country Assessment Report. Prepared for the World Health Organization. April, 2000.

Jansson, M., (1998). Nutrient limitation and bacteria–phytoplankton interactions in humic lakes. In Hessen, D. O. and Tranvik, L. J. (eds), Aquatic Humic Substances. Springer-Verlag, Berlin, 177–195.

Kafi-Benyahia, M. (2006). Variabilité spatiale des caractéristiques et des origines des polluants de temps de pluie dans le réseau d'assainissement unitaire parisien, Thèse École Nationale des Ponts et Chaussées, spécialité Sciences et Techniques de l'Environnement, doctorat, 502 p.

Kagawa T., and Lee K. H., (2001). Determination for trace elements in natural water by solid phase collection and concentration. Analytical Sciences 17, 255-257.

Kaplan D., Abeliovich A. and ben-Yaakow S. (1987). The fate of heavy metal in wastewater stabilization ponds. Water Research 21(10): 1189-1194.

Kaplan L. A,. Denis Newbold J, Van Horn D. J., Dow C. L., Aufdenkampe A. K., and. Jackson J. K, (2006). Organic matter transport in New York City drinking-water-supply watersheds. Journal of the North American Benthological Society: December 2006, Vol. 25, No. 4, pp. 912-927.

Karvelas M., Katsoyiannis A. and Samara C. (2003). Occurrence and fate of heavy metals in the wastewater treatment process. Chemosphere 53(10): 1201-1216.

Kazpard. V., Saad Z., El Samrani A., (2008). Tracing sources of pollution in groundwater using hydrochemical and isotopic methods: Beirut and its suburbs. Journal of Environmental Hydrology. Volume 16, paper 14.

Kracht O., (2001). Origin and genesis of dissolved organic matter. Max Planck Institut bio geo chimie, 146 p.

Labanowski, J. (2004). Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse Université de Limoges, 209 p.

Leehneer J.A. and Croué J.P., (2003). Characterizing dissolved aquatic organic matter. Environmental Science & Technology 1, 19-26.

Levant M., Aanthore R., Dupont J.P., Hallegouet B., and Robbe D., (1987). Intercomparaison de méthodes granulométriques appliquées à des loess. Symposium of INQUA, Commission, on Loess, Caen, August 1986 ; Ed. M. Pecsl, Budapest :11-27

Louis, Y., Varrault, G., Priadi, C., Ayrault, S., Saad, M., Leroy, F., 2010. Détermination des concentrations en métaux labiles et dissous dans la Marne et ses affluents durant un épisode de temps de pluie. Rapport Piren-Seine., pp. 22.

Matar Z., (2012). Influence de la matière organique dissoute d'origine urbaine sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux dans les milieux récepteurs anthropisés. Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 258 p.

ME/Darwish (2000). Ministry of Environment. The Protected Areas Project: Project Business Plans 2000-09.

ME/PNUD/ECODIT (2011). État de l'environnement et ses tendances au Liban. Troisième édition du rapport sur l'état de l'environnement au Liban (SOER). Partie 2, 52 p.

METAP/Tebodin, (1998). Ministry of Environment. Industrial and Hazardous Waste Management Strategy for Lebanon. Prepared by Tebodin and financed by the World Bank and UNIDO. 1998. an iminodiacetate chelating porous disk prepared by graft polymerization." Journal of Chromatography 1176: 37–42

METAP/Tebodin, (1998b). Ministry of Environment. Industrial Pollution Control Lebanon. Prepared by Tebodin and financed by the World Bank and UNIDO. 1998.

Meybeck, M. (1998). La Seine en son bassin. Fonctionnement écologique d'un système fluvial anthropisé, Elsevier, 749 p.

Meybeck, M., Horowitz, A.J., and Grosbois, C. (2004). The geochemistry of Seine River Basin particulate matter: distribution of an integrated metal pollution index. Science of the Total Environment, 328 p.

MoE/DAR, (1996). Ministry of Environment. National Industrial Waste Management Plan. Phase II Report: Preparation of the National Industrial Waste management Plan. Volume 1: Main Report. Prepared by Dar Al Handasah. August 1996.

MoE/TEAM, (2001). Ministry of Environment. An Environmental Impact Assessment Training Workshop on Industries. Prepared by TEAM International. June 2001. MoE/UNDP, 1998 Ministry of Environment. Biodiversity Action Plan. Prepared with the assistance of UNDP/GEF. 1998.

MOE/UNDP/ECODIT, (2011). État de l'environnement et ses tendances au Liban. Troisième édition du rapport sur l'état de l'environnement au Liban (SOER).

MoI, (2000). Ministry of Industry. A Report on Industry in Lebanon 1998-1999: Statistics and Findings. Sponsored by GTZ, 73 p.

Monbet P., and Coquery M. (2003). Approches analytiques pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les milieux aquatiques. Rapport Technique Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. http://www.ineris.fr/centredoc/approches.pdf

Muresan, B., Pernet-Coudrier, B., Cossa, D., and Varrault, G., (2011). Measurement and modeling of mercury complexation by dissolved organic matter isolates from freshwater and effluents of a major wastewater treatment plant. Applied Geochemistry, 26 (11), 2057-2063.

Murphy E.M. and Zachara J.M., (1995). The role of sorbed humic substances on the distribution of organic d inorganic contaminants in groundwater. Geoderma 67: 103-124.

Nakhlé, F (2003). Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apports et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes). Thèse de l'université Paris 7. 229 p.

Nielsen J. S., Hurdey S.E. (1983). Metal loadings and removal at a municipal activated sludge plant. Water Research 17(9): 1041-1052.

Oliver, B.G., Cosgrove, E.G., (1974). The efficiency of heavy metal removal by a conventional activated sludge treatment plant. Water Research. 8, 869– 874.

Pernet-Coudrier B., (2008). Influence de la matière organique dissoute sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux: cas de la Seine, un milieu sous forte pression urbaine. Mémoire de thèse. Université Paris-Est. 292 p.

Pernet-Coudrier, B., Clouzot, L., Varrault, G., Tusseau-vuillemin, M.-H., Verger, A., and Mouchel, J.-M. (2008). Dissolved organic matter from treated effluent of a major wastewater treatment plant: Characterization and influence on copper toxicity. Chemosphere 73, 593-599.

Peter R. Griffiths, and James A. de Haseth. (2007). Fourier Transform Infrared Spectrometry, Wiley-Interscience, 135-151.

Petit-Jean P., Henin, O., and Gruau, G. (2004). Dosage du carbone organique dissous dans les eaux douces naturelles. Intérêt, Principe, Mise en œuvre et Précautions Opératoires. 61 p. (2004) - ISBN : 2-914375-18-2

Peuravuori J., Lehtonen T. and Pihlaja K. (2002). Sorption of aquatic humic matter by DAX-8 and XAD-8 resins: Comparative study using pyrolysis gas chromatography. Analytica Chimica Acta 471 (2), 219-226.

Peuravuori J., Monteiro A., Eglite L. and Pihlaja K. (2005). Comparative study for separation of aquatic humic-type organic constituents by DAX-8, PVP and DEAE sorbing solids and tangential ultrafiltration: elemental composition, size-exclusion chromatography, UV-vis and FT-IR. Talanta 65 (2), 408-422.

Plan-bleu (2001). Analyse des stratégies et prospectives de l'eau au Liban.

Plan-bleu (2008). Stratégie méditerranéenne pour le développement durable efficience d'utilisation de l'eau, étude nationale du Liban. 64.p.

Pollack W., and Reckel R.P. (1977). A reappraisal of the zeta potential model of hamagglutination. In Human Blood Groups, J.F. Mohn,R.W. Plunkett, R.K. Cunningham ant R.M. Lambert Eds, Bâle, 17-26.

Ravi Kumar P., Liza Britta Pinto, Somashekar R. K., (2010). Assessment of the efficiency of sewage treatment plants: A comparative study between Nagasandra and Mailasandra sewage treatment plants. Kathmandu University Journal of Science, Engineering and Technology Vol 6 No 2. pp. 115-125.

Robert-Sainte P., (2009). Contribution des matériaux de couverture à la contamination métallique des eaux de ruissellement. Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 426 p.

Sarmiento J.L. and Gruber N., (2002). Sinks for anthropogenic carbon. Physics Today (55) 8, 30-36.

Sarraf, M., B. Larsen and M. Owaygen, (2004). Cost of Environmental Degradation – The Case of Lebanon and Tunisia. T. W. B. E. Department. Washington, D.C. 20433, U.S.A.

Servais P., Anzil A., and Vendresque C. (1989). Simple method for determination of biodegradable dissolved organic carbon in water. Applied Environnemental Microbiology, 55, 2732-2734.

Servais P., Billen G., and Hascoet M. C., (1987). Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Water Research, Vol 21, 445-450.

SIAAP, (2007). Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne. Débat public décidé par la Commission Nationale. Refonte de la station d'épuration Seine aval. Dossier du maitre d'ouvrage, 8 p.

SIAAP, (2012). Syndicat Interdépartemental pour l'Assainissement de l'Agglomération Parisienne. Fiche usine de la station d'épuration Seine aval, Seine amont, Marne aval, Seine centre et Seine Grésillons, 50 p.

Singer J.K. (1988). An assessment of analytical techniques for the size analysis of fine-grained sediments. Journal of Sedimentary Petrology, 58 (3), 534-543.

Sorme, L., Lagerkvist, R., (2002). Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm. Sci. Total Environ. 298, 131–145.

Souiki L., Ouabhi R., Berrebbah H., Djebar M-R., (2008). Survey of the physico-chemical quality of the wastewaters of Biskra city rejected in Chabat Roba, Messdour and Wadi Z'ommor (Algeria). African Journal of Environmental Science and Technology Vol. 2 (8). pp. 231-238.

Thévenot D.R., Lestel L., Tusseau-Vuillemin M-H., Gonzalez J-L., and Meybeck M. (2009). Les métaux dans le bassin de la Seine. Fascicule Piren-Seine n°7, Editions AESN, 60 p.

Thévenot D., Meybeck, M., Lestel, L., (2002). Métaux lourds: des bilans en mutation. PIREN-Seine, Rapport de synthèse 1998–2001. Sisyphe, Université Paris 6, 78 p.

Tusseau-Vuillemin, M.-H., Buzier, R., Martin Dit Meriadec, C., Chardon, I., Elbaz-Poulichet, F., Seidel, J.-L., Mouchel, J.-M., Varrault, G., (2005). Du réseau à la rivière et de la Marne à Andresy: métaux labiles, dissous et particulaires. PIREN-Seine annual report, Paris.

Varrault, G., and Bermond, A. (2011). Kinetics as a tool to assess the immobilization of soil trace metals by binding phase amendments for in situ remediation purposes. Journal of Hazardous Materials, 192, 808-812.

Varrault G., Rocher V., Bracmort G., Louis Y., and Matar Z. (2012) Vers une nouvelle méthode de détermination des métaux labiles dans les milieux aquatiques. Techniques Sciences et Méthodes, 4, 56-64.

Wang, J., Huang, C.P., Allen, H.E., (2003). Modeling heavy metal uptake by sludges particulates in the presence of dissolved organic matter. Water Research. 37, 4835–4842.

WB, (2000). World Bank. Project Appraisal Document on a Proposed Loan in the Amount of US$80 million to the Lebanese Republic for a First Municipal Infrastructure Project. Report No: 18313-LE. May 2000. 38 p.

WB, (2009). World Bank, Water Sector: Public Expenditure Report, Draft 2009.p.27.

Weishaar J.L., Aiken G., Bergamashi B.A., Fram M.S., Fuji R. and Mopper K., (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. Environ. Sci. Technol., 37, 4702-4708.

Yamashiro K., and Miyosh K. (2007). High-throughput solid-phase extraction of metal ions using an iminodiacetate chelating porous disk prepared by graft polymerization. Journal of Chromatography 1176, 37–42.

Zgheib S., (2009). Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire, Mémoire de thèse de l'Université Paris-Est, 359 p.

Résumé

Au Liban, 65% de la population résident à Beyrouth et au Mont Liban particulièrement dans la zone côtière et dans une bande étroite du flanc ouest du Mont Liban. Cette occupation engendre une forte pression anthropique sur les ressources hydriques. En effet environ 330 Mm^3 d'eaux usées par an sont rejetés dans la Méditerranée par 53 émissaires distribués sur les villes côtières. Ces eaux, rejetées en grande majorité sans traitement, représentent le vecteur principal de pollution du milieu récepteur que représente la Mer Méditerranée (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

Cette étude avait pour objectif principal de déterminer la qualité des eaux usées au Liban et d'établir une comparaison entre les contextes Libanais (en s'appuyant sur Beyrouth) et Français (cas de l'agglomération parisienne). Un suivi ponctuel des eaux usées provenant de 4 sites de prélèvement représentatifs de la région de Beyrouth et ses banlieues (sites d'Al Ghadir, Fleuve Beyrouth, Antelias et Jounieh) a été conduit. Deux sites ont été sélectionnés pour un suivi en continu de l'évolution des eaux usées aux échelles journalière et hebdomadaire : Jounieh et Al Ghadir. En France, une série de campagnes ont été réalisées sur les principaux émissaires des stations d'épuration de Marne Aval, Seine Amont, Seine Centre et Seine Aval, au sein de la STEP Seine Centre (au niveau des traitements primaire et secondaire), et en Seine. Ensuite les résultats à Beyrouth et Paris ont été confrontés pour déterminer l'impact sur l'environnement qu'aurait la mise en place de traitements adaptés aux effluents libanais.

Les niveaux de contamination pour les paramètres globaux sont comparables pour le prélèvement ponctuel entre les bassins versants d'Al Ghadir et de Jounieh. Cependant les niveaux relevés à Al Ghadir et Jounieh sont plus élevés que ceux d'Antelias et Fleuve Beyrouth. Par ailleurs, le suivi en continu a permis de mettre en évidence que les niveaux en MES, MVS, DCO_T et DBO_5 sont généralement comparables sur les deux sites Al Ghadir et Jounieh. La comparaison avec les émissaires parisiens montre des différences significatives pour les MES, MVS et DBO_5, ces paramètres sont significativement plus élevés sur les sites libanais. Pour la DCO_T, les concentrations sont comparables entre les deux pays. En comparant les ETM totaux (Cr, Zn, Cu, Cd et Pb), on trouve que la concentration en cuivre des émissaires parisiens est plus élevée que celle du Liban pour les bassins versants d'Al Ghadir et Jounieh. Pour le plomb et le zinc, les concentrations sont comparables entre les deux pays. Enfin les concentrations en cadmium et chrome sont beaucoup plus élevées à Beyrouth qu'à Paris. Les flux en ETM au Liban exportés vers la Mer Méditerranée pour le site d'Al Ghadir sont 20,7; 20,8; 2,42; 0,6; et 1,5 kg/jour respectivement pour le Cr_T, Zn_T, Cu_T, Cd_T et Pb_T et pour l'émissaire de Jounieh 0,66; 3,7; 0,38; 0,045 et 0,33 kg/jour. En s'appuyant sur l'efficacité des STEP parisiennes, les niveaux rejetés diminueraient de 90 à 98% pour les MES, de 84 à 95% pour la DCO_T et de 63 à 97 % suivant l'ETM concerné.

Mots-clés : eaux usées, paramètres globaux, éléments traces métalliques, boues activées, émissaires, STEP.

Abstract

In Lebanon, 65 % of the population lives in Beirut and Mount Lebanon particularly along the coastal area and a narrow band of the western side of the Lebanon Mount. This occupation generates a strong anthropic pressure on the water resources. Indeed approximately 330 mm3 of waste waters a year are rejected into the Mediterranean by 53 trunks distributed along the coastal towns. In fact, these wastewaters are released to natural media without any significant treatment and these effluents, released in great majority without treatment, are considered as the primary vector of the Mediterranean Sea pollution (MOE/UNDP/ECODIT, 2011).

This study aimed at determining the quality of wastewaters in Lebanon and at establishing a comparison between the Lebanese (with respect to Beirut) and French (case of the urban area of Paris) contexts. A specific monitoring of wastewaters was led on 4 representative sampling sites of the area of Beirut and its suburbs (Al Ghadir sites, Beirut River, Antelias and Jounieh). Two sites were selected to follow the evolution of the wastewater quality both at the daily and weekly scale: Jounieh and Al Ghadir. In France, a series of campaigns were carried out on the main trunks of several wastewater treatment plants, e.g., Marne Aval, Seine Amont, Seine Aval and Seine Centre, in the Seine Centre WWTP (within the primary and secondary treatments), and in the Seine River. Then the results in Beirut and Paris were confronted to determine the environmental impact of the installation of treatments adapted to the Lebanese effluents.

Contamination levels for the water quality parameters were comparable for the punctual sampling between the Al Ghadir and Jounieh watersheds. However, the levels found in Al Ghadir and Jounieh were higher than those of Antelias and Beirut River. In addition, continuous monitoring helped to highlight the levels of TSS, VSS, BOD_5 and COD_T were generally comparable at both sites: Al Ghadir and Jounieh. The comparison with the Parisian trunks showed significant differences for TSS, BOD_5 and VSS, these parameters were significantly higher on Lebanese sites. For COD_T, concentrations were comparable between the two countries. By comparing the total ETM (Cr, Zn, Cu, Cd and Pb), we found that Cu concentrations in Parisian trunks were higher than those of Lebanese Al Ghadir and Jounieh watersheds. For lead and zinc concentrations were comparable between the two countries. Finally, the concentrations of cadmium and chromium were much higher in Beirut than in Paris. Trace metal flows to the Mediterranean Sea from the Al Ghadir site were of 20,7; 20,8; 2,42; 0,6; and 1,5 kg/day for Cr_T, Zn_T, Cu_T, Cd_T and Pb_T respectively, and for Jounieh they were of 0,66; 3,7; 0,38; 0,045 and 0,33 kg/day, respectively. Based on the effectiveness of the Parisian WWTPs, released levels would decrease by 90-98 % for TSS, 84-95 % for CODt and 63-97 % depending on the ETM concerned.

Key-words: wastewater, water quality parameters, trace metal, activated sludge, trunks, WWTP.