Bactéries indicatrices fécales dans les rejets urbains de temps de pluie parisiens et la Seine à la traversée de Paris

Jean-Marie Mouchel[1], Claire Thérial[1,2], Ludivine Lesage[1,2], Françoise Lucas[3], Pierre Servais[4], Vincent Rocher[2] et Alexandre Goncalves[2]

[1]UMR Sisyphe - UPMC, [2]DDP-SIAAP, [3]LEESU-UPEC, [4]ESA-ULB

Table des matières

1 Importance potentielle des apports de temps de pluie....2
2 Méthodologie....2
2.1 Bactéries indicatrices....2
2.2 Dénombrement et comptage....3
2.3 Traitement des données....4
2.4 Echantillonnage....4
2.4.1 En réseau....4
2.4.2 En Seine....5
3 Caractérisation des eaux résiduaires....6
3.1 Observations de temps sec....6
3.1.1 Des fluctuations journalières évidentes à l'entrée de la station Seine-Centre....6
3.1.2 … pas systématiquement corrélées ou significatives....6
3.1.3 La forte variabilité de l'ammonium par temps sec s'explique par un effet saisonnier....11
3.1.4 Bactéries libres et bactéries fixées....14
3.2 Teneurs par temps de pluie à l'entrée de Seine-Centre....15
3.2.1 Conductivité et ammonium....15
3.2.2 Turbidité et matières en suspensions....17
3.2.3 Bactéries indicatrices fécales en temps de pluie....19
3.2.3.1 Fractions libres et fractions fixées....19
3.2.3.2 Modèle de mélange pour les BIF de temps de pluie....20
3.2.3.3 Utiliser une estimation stochastique ?....24
3.3 Que faire si les données de conductivité manquent ?....25
4 Impacts en Seine....27
4.1 Les paramètres qui différencient le temps sec du temps de pluie....27
4.2 BIF libres et attachées en Seine....31
4.3 Les BIF en Seine résultent-elles d'un simple effet de mélange avec les apports de temps de pluie ?..33
5 Résumé et conclusions....36
6 Bibliographie....37
7 Remerciements....38

1 Importance potentielle des apports de temps de pluie

Depuis plusieurs décennies, les efforts d'assainissement engagés au sein de l'agglomération parisienne ont considérablement amélioré la qualité sanitaire des eaux transportées en Seine (Servais et al., 2007). Bien que les bactéries indicatrices fécales (BIF) ne soient pas forcément des indicateurs quantitatifs de la présence de pathogènes tels que virus et protozooaires (Moulin et al., 2010, Wen et al., 2009), elles demeurent un indicateur répandu, bien maîtrisé, très étayé au point de vue épidémiologique, et réglementaire. Il demeure donc un intérêt fort à étudier ces indicateurs. Alors que les technologies classiques de traitement des eaux usées municipales, aujourd'hui typiquement un traitement tertiaire incluant nitrification et dénitrification biologiques permettent un abattement des BIF de l'ordre de 2.5 log (George et al., 2002, Jamwal et al., 2009), certaines techniques dédiées, désinfection solaire par lagunage ou désinfection UV permettent d'atteindre une élimination de l'ordre de 4 log (George et al., 2002, Reinoso et al.,2008, Llorens et al., 2009) et les technologies les plus modernes (épuration membranaire) atteignent des rendements encore meilleurs (Holba et al., 2012, Marti et al., 2011).

Les eaux usées charriés annuellement à partir du réseau unitaire parisien représentent un volume de 900 millions de m^3. On peut considérer que les volumes déversés sans traitement par temps de pluie sont de l'ordre de 25 millions de m^3, dont le quart environ au niveau des déversoirs d'orage de Clichy et de La Briche. A ces rejets, s'ajoutent divers déversements fonctionnels et contrôlés, liés par exemple à des mises en chômage. Notre objectif n'est pas ici de produire des bilans précis, mais simplement des ordres de grandeur. Avec un traitement de bon niveau (abattement typique de 2.5 log), les apports de BIF en Seine par les 900 millions de m^3 traités deviennent inférieurs d'un facteur 5 aux apports par les rejets urbains de temps de pluie du réseau unitaire, même en admettant un facteur de dilution moyen d'un facteur 2 par temps de pluie (cf infra). Ces considérations, aussi grossières soient-elles, montrent l'importance potentielle des rejets urbains de temps de pluie sur la qualité sanitaire de la Seine à Paris, et la nécessité d'une évaluation consolidée qui prenne aussi en compte les processus d'élimination des BIF en rivière.

C'est l'objet de la série de campagnes de mesures qui ont été engagées depuis 2010 par le PIREN-Seine et le SIAAP, et dont une synthèse des données est présentée ici. Elles complètent notamment des campagnes focalisées sur le suivi détaillé d'un déversement majeur qui avaient été organisées au cours des années précédentes (Servais et al., 2010, Passerat et al., 2011).

2 Méthodologie

2.1 Bactéries indicatrices

Les méthodes classiques d'énumération des bactéries indicatrices fécales dans les eaux naturelles sont basées sur la mise en culture des échantillons dans ou sur des milieux nutritifs sélectifs (AFNOR, 2001). Les micro-organismes capables de se développer sur ces milieux (capables de développer des colonies) sont alors dénombrés dans le cas de cultures sur géloses, ou évalués par des méthodes statistiques dans le cas de comptage de puits positifs après dilutions successives.

Le dénombrement des *Escherichia coli* est basé sur la mise en évidence de l'activité d'une enzyme, la β-D-glucuronidase présente chez chez la quasi-totalité des Escherichia coli et chez quelques autres rares entérobactéries. L'hydrolyse du substrat 4-méthylumbelliferyl-β-D-glucuronide (MUG) contenu dans le milieu par l'enzyme spécifique d'*E. coli* produit un composé, la 4-méthylumbelliferone (MUF) qui fluoresce sous lumière ultraviolette à la longueur d'onde de 365 nm. Le texte de référence est la norme NF EN ISO 9308-3.

Le dénombrement des entérocoques intestinaux est classiquement basé sur l'hydrolyse du substrat 4-méthylumbelliferyl-β-D-glucoside (MUD) contenu dans le milieu par la β-D-glucosidase des entérocoques qui produit du MUF fluorescent sous ultraviolet dans le milieu de culture. Le texte de référence est la norme NF EN ISO 7899-1.

Dans le cadre de ce projet, nous utilisons une méthode par dilutions sérielles décimales (méthode NPP, nombre le plus probable sur microplaques) presque identique à celle qu'utilise en routine le SIAAP, et à celle

qui a été utilisée lors des suivis de temps sec et de temps de pluie à Clichy et Bougival menés en 2010 (Lesage et al., 2011).

Pour le dénombrement des bactéries totales, l'échantillon doit être agité vigoureusement durant 30 secondes au vortex afin de décrocher au maximum les bactéries fixées aux MES. 9 ml de l'échantillon contenant les bactéries est prélevé pour réaliser la première dilution d'un facteur 2 en ajoutant 9 ml de DSM (Diluant Sel Marin, fabriqué par AES Chemunex, Bruz, France, eau de mer synthétique à 22.5 g/L de sels totaux).

Pour le dénombrement des bactéries libres, nous nous sommes inspirés des travaux de Characklis et al. (2005) qui proposent une technique de séparation des bactéries sédimentables. 30 ml d'échantillon homogénéisé par retournement des piluliers est utilisé. Pour chaque échantillon, une étape de centrifugation de 10 minutes à 2000 rpm (rotation par minute) à 4°C, permet de séparer les bactéries libres de celles fixées aux MES qui sédimentent.

Après centrifugation, 9 ml du surnageant contenant les bactéries libres sont prélevés pour la première dilution au demi dans du DSM.

2.2 Dénombrement et comptage

Des dilutions successives au dixième sont ensuite réalisées jusqu'à la dilution désirée en ajoutant 2 ml de la dilution précédente dans 18 ml de DSM stérile. Le nombre de dilutions à ensemencer varie en fonction du niveau de contamination présumé de l'eau à analyser.

Le contenu des tubes de dilution homogénéisé est transféré dans une boîte de Pétri de 90 mm de diamètre, vide et stérile. A l'aide d'une pipette multicanaux portant jusqu'à de huit cônes stériles, 200 µL de dilution sont répartis dans chacun des puits de la microplaque.

Pour le dénombrement des *E. coli* (EC), les puits des microplaques utilisées contiennent le substrat 4-méthylumbelliferyl-B-D-glucuronide (MUG). Nous utilisons des microplaques distribuées par AES-Chemunex, sous la référence AEB 193125. Pour le dénombrement des entérocoques intestinaux (EI), nous utilisons des microplaques dont les puits contiennent du 4-méthylumbelliferyl-B-D-glucoside (MUD). Elles sont distribuées par AES-Chemunex sous la référence AEB193225.

Contrairement à la norme qui stipule l'ensemencement des deux premières des six dilutions des eaux résiduaires à réaliser, nous n'avons ensemencé que les quatre plus fortes dilutions. En effet, sur des eaux aussi chargées, l'ensemble des puits ensemencés pour les deux dilutions les plus faibles est toujours positif. Les archives de la DDP (SIAAP) concernant la qualité microbiologique des eaux résiduaires urbaines confirment que les deux premières dilutions n'apportent pas d'information (28 échantillons en 2010 dans le cadre du suivi de l'impact des rejets de Clichy). A nombre de puits utilisés égal, l'ensemencement de quatre dilutions au lieu de six permet d'augmenter le nombre de puits ensemencés par dilution et donc la précision de la mesure. Au total 96 puits ont été utilisés par échantillon, soit 6 dilutions servant chacune à ensemencer 16 puits d'une microplaque pour les eaux de rivière et 4 dilutions d'un facteur 10 servant chacune à ensemencer 24 puits pour les eaux usées.

Les plaques sont incubées à l'étuve à 44°C ± 0,5°C pendant 36 h à 72 h après avoir été recouvertes d'un film stérile.

Après incubation, les micro-plaques sont placées dans la chambre d'observation UV. Sont considérés comme positif les puits dans lesquels on observe une fluorescence bleue. Des essais préliminaires ont été réalisés en 2010 pour évaluer l'impact de la méthode de détection des puits positifs par lecture directe dans la chambre d'observation ou par utilisation d'un lecteur de micro-plaques. Pour une dizaine d'essais, les résultats ont montré que la détection par le lecteur de micro-plaques permettait de détecter 1 puits positif supplémentaire dans quelques cas, voir 2 puits positifs supplémentaires dans un cas. La méthode par lecture sur micro-plaque peut donc induire une surestimation, par rapport à la lecture directe, de 0.04 à 0.10 en logs décimaux dans le cas de l'obtention d'1 puits positif supplémentaire, une surestimation de 0.12 a été obtenue dans le cas de l'obtention d'un puits supplémentaire. L'erreur n'est pas simplement liée au nombre de puits positifs supplémentaires, elle dépend aussi de la configuration de l'ensemble de puits positifs. En 2010, les mesures ont été obtenues sur le lecteur de micro-plaques, en 2011 par lecture directe.

2.3 Traitement des données.

Le NPP (Nombre le Plus Probable) est une estimation statistique par le maximum de vraisemblance de la densité des micro-organismes, la méthode suppose que les distributions dans chacun des puits suivent des distributions de Poisson. La méthode a plus d'un siècle, et fait régulièrement l'objet de discussions et mises à jour qui ne remettent pas en cause son principe. On rappelle que la méthode repose sur le principe suivant : (i) les organismes sont distribués complètement aléatoirement dans les échantillons et (ii) une dilution contenant au moins une bactérie pourra donner un signal positif (Cochran, 1950), ce qui implique la croissance d'une population à partir de la chaque bactérie initialement présente. La méthode évalue donc des bactéries cultivables, et est sensible aux phénomènes d'agrégations qui ont tendance à diminuer l'estimation. Les estimations ne sont que très faiblement biaisées quand le nombre de puits par dilution est grand (nous utilisons 16 ou 24 puits par dilution). L'erreur d'estimation est log-normale.

Nous utilisons pour les estimations un programme sous Excel proposé par Jarvis et al. (2010) qui fournit la meilleure estimation (NPP) et des écarts à 95%, ainsi que un indicateur de rareté qui permet de détecter des incohérences dans les comptages obtenus pour l'ensemble des dilutions, et d'exclure éventuellement certaines estimations.

Aucune incohérence n'a été observée au cours de ces travaux. Les écarts-types de mesure, en logs décimaux, vont de 0.12 à 0.14, et les intervalles de confiance à 95% correspondent sensiblement à un facteur 2 au-dessous et au-dessus de la valeur optimale.

2.4 Échantillonnage

Les points principaux points d'échantillonnage utilisés au cours de cette étude sont présentés sur la figure 1.

Figure 1:Carte de situation, à partir d'un schéma du SIAPP auquel a été ajoutée la station de Bougival. Figurent sur le graphe les 4 principaux ponts d'échantillonnage : l'usine Seine-Centre située sur le collecteur Clichy-Achères, branche d'Argenteuil, les points de déversement de temps de pluie de Clichy et La Briche, et le point de mesure en Seine de Bougival.

2.4.1 En réseau

Les échantillons d'eaux usées ont été prélevés dans la collecteur Clichy-Achères, branche d'Argenteuil, qui est alimenté par l'usine d'élévation de Clichy, aboutit à l'usine Seine-Aval à Achères, et alimente également l'usine Seine-Centre à Colombes. Les échantillons ont été prélevés dans le système d'alimentation de l'usine de Colombes, après le dégrillage. L'usine Seine-Centre est située à 5,4 kilomètres à l'aval de l'usine de Clichy. Très peu d'apports d'eaux usées dans la collecteur entre Clichy et Colombes viennent modifier la composition des eaux transportées. Les échantillons collectés à l'entrée de Seine-Centre sont donc

considérés comme représentatifs des eaux déversées à Clichy et l'installation d'un système de prélèvement spécifique dans les eaux déversées à Clichy n'a pas été jugé pertinente pour cette étude.

Des séries d'échantillons ont été collectés par temps sec et par temps de pluie. Pour les campagnes de temps sec, un préleveur à 24 flacons réfrigérés était déclenché à 8:00, avec prélèvement de 250 ml toutes les 15 minutes et changement de flacon toutes les heures. La conductivité de l'eau ainsi que sa turbidité ont été mesurée dès la collecte des échantillons. Puis les échantillons 8:00, 12:00, 16:00, 20:00, 24:00 et 4:00 ont été collectés en vue des autres analyses à réaliser, soit 50 ml prélevés en vue des analyses bactériologiques et le reste de l'échantillon pour les analyses de NH_4, MES et conductivité. Les heures sélectionnées sont identiques à celles de la campagne 2010 (Servais et al., 2010).

Lors des campagnes de temps de pluie, l'échantillonneur était programmé de la même façon, mais les conductivités étaient utilisées pour repérer les échantillons caractéristiques du temps de pluie. Le critère de temps de pluie utilisé était une conductivité inférieure à 90 mS/m. 6 échantillons étaient collectés, consécutivement ou pas pour couvrir au mieux la période de conductivité faible dans le collecteur.

Le protocole d'échantillonnage est très proche de celui qui avait été mis en place au cours de la phase précédente de l'étude (Servais et al., 2010) de manière à constituer un jeu de données complémentaire et parfaitement comparable.

2.4.2 En Seine

En Seine, les échantillons ont été collectés par temps sec et par temps de pluie à la station de mesure de Bougival. Cette station est équipée par le SIAAP depuis plusieurs années. Elle fait partie du réseau ODES et donne donc accès en temps réel à des mesures d'oxygène dissous et de température. Elle est également le lieu d'expérimentations plus récentes menées par le PIREN-Seine. Cette station est sous l'influence des rejets de temps de pluie de Clichy et La Briche ainsi que de la station Seine-Centre à Colombes. En période de pluie, on parvient fort bien à distinguer le passage des masses d'eau issues de Clichy et de La Briche à partir des données de suivi d'oxygène dissous. Des abaques (figure 2) permettent également de prévoir le temps de transit de l'eau en fonction du débit de la Seine.

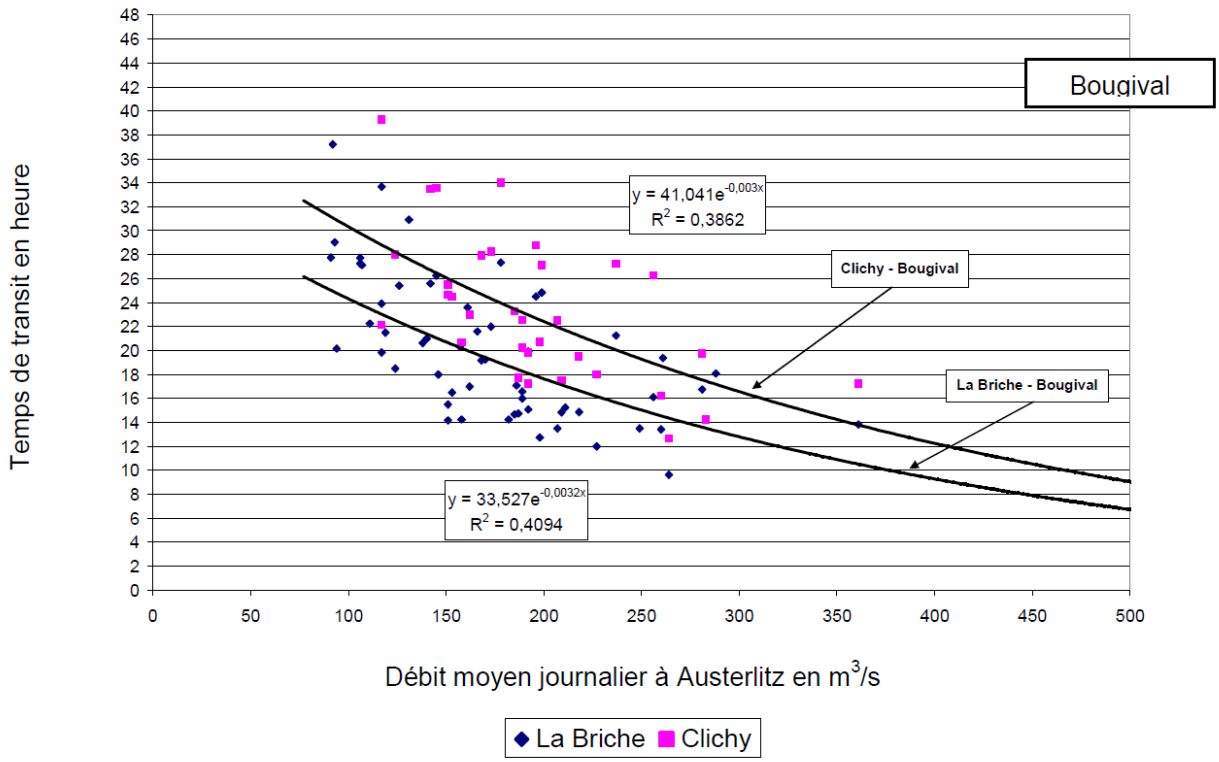


Figure 2 : Temps de séjour de l'eau entre Clichy et Bougival et La Briche et Bougival déterminés à partir de la chronologie de débits sur les déversoirs et de celle des concentrations d'oxygène de la base de données ODES. Source SIAAP.

La stratégie d'échantillonnage utilisée en Seine est similaire à celle qui a été mise en place à l'entrée de la station Seine-Centre. Un échantillonneur à 24 flacons réfrigérés a été utilisé, avec prélèvement de 250 ml toutes les 15 minutes. Par temps sec, 5 échantillons étaient préservés, à 8:00, 11:00, 14:00, 17:00 et 20:00. Par temps de pluie, la sélection des échantillons était basée sur le profil temporel d'oxygène dissous, un échantillon étant prélevé juste au début de la chute d'oxygène dissous, un suivant au milieu de la descente, un au plus bas des teneurs en oxygène dissous, un au milieu de la remontée et un dernier en fin de remontée. Comme pour les échantillons d'eau résiduaire, 50 ml étaient prélevés pour les analyses microbiologiques, et le reste destiné aux analyses de laboratoire. Un protocole adapté aux faibles teneurs en $N\text{-}NH_4$ a été utilisé pour avoir une sensibilité suffisante aux faibles valeurs, ce que ne permettait pas le protocole utilisé pour l'analyse des eaux résiduaires.

3 Caractérisation des eaux résiduaires.

3.1 Observations de temps sec

3.1.1 Des fluctuations journalières évidentes à l'entrée de la station Seine-Centre...

La série de graphes suivante illustre les données acquises par temps sec et par temps de pluie à l'entrée de l'usine Seine-Centre. Les données de temps sec sont représentées par des cercles noirs, en fonction de l'heure dans la journée. Les échantillonnages ont été réalisés de 8:00 à 8:00 le lendemain. Afin de pouvoir représenter les périodes de temps de pluie dans leur intégralité et garder bien visible la comparaison avec le temps sec, deux cycles de temps sec identiques et consécutifs ont été dessinés sur les graphes.

Les variations intra-journalières sont visibles pour la plupart des paramètres (figure 3). Elles peuvent être plus ou moins masquées pour certains d'entre eux par une variabilité inter-journalière et des données manquantes. Elles ont été quantifiées par une analyse ANOVA après regroupement par séquences horaires et en ajustant un modèle sinusoïdal simple (période 24 heures) avec ou sans ajout d'une première harmonique (fonction sinusoïdale de période 12 heures). Les séquences horaires choisies pour l'ANOVA sont des tranches de durée 6 heures, commençant à différentes heures (six cas testés de 0:00 à 5:00). Les ajustements sinusoïdaux pour les différentes variables sont tracés sur les graphes de la figure 3. Les ajustement et tests statistiques ont été réalisés à partir du log des teneurs en BIF. Deux raisons motivent ce choix : il tient compte de la forte variabilité des données, et du fait que les erreurs générées par la méthode NPP sont log-normales. Travailler sur les logarithmes des teneurs en bactéries permet ainsi d'utiliser une ANOVA standard (gaussienne).

3.1.2 … pas systématiquement corrélées ou significatives

L'effet d'un regroupement en fonction de l'heure de la journée (données coupées en 4 classes d'une durée de 6 heures, 6 découpages possibles) permet de mettre en évidence un effet significatif de la période de la journée sur les concentrations pour tous les paramètres sauf les EI libres. Néanmoins, pour les EC libres mais aussi pour la conductivité, la signification du test ANOVA est faible. C'est pour les MES et la turbidité que des seuils de signification très élevés sont obtenus pour n'importe quel découpage horaire. Pour les autres paramètres, le découpage doit être choisi pour optimiser le seuil de signification, qui de plus n'est pas toujours très bon (conductivité ou EC libres).

Une fois démontré un effet de l'heure de la journée, le calage d'un modèle périodique a été recherché. Nous avons testé une fonction sinusoïdale simple (3 paramètres ajustés, une phase, une amplitude et une valeur moyenne) et une fonction sinusoïdale avec sa première harmonique (5 paramètres ajustés, 2 phases, 2 amplitudes et une valeur moyenne). Le test porte sur la diminution de la variance des résidus entre un modèle basé sur une simple constante et le modèle optimisé. Les résultats sont très probants pour la turbidité, la variance a été presque sûrement diminuée à des seuils de probabilité de 0.05 et 0.06%. Pour les MES le résultat est de moindre qualité mais la diminution des variances des résidus après ajustement reste significatif à un seuil inférieur à 5%. Ensuite, un résultat faiblement significatif est obtenu pour les EI totaux (en log) mais pour les autres paramètres (même $N\text{-}NH_4$, avec des fluctuations pourtant lisibles sur la figure) le modèle sinusoïdal est peu efficace pour réduire une variance résiduelle importante au départ. Les ajustements

réalisés sont donnés en annexe, ils pourront être utilisés comme base pour la modélisation pour la définition de la qualité des apports à Clichy.

Tableau 1 : Analyse des variations intra-journalières des concentrations dans les eaux usées à l'entrée de l'usine Seine-Centre par temps sec. Pour les ANOVA, les échantillons de temps sec ont été séparés en 4 lots correspondant chacun à des durées de 6 heures. Le point de départ du premier a été placé à 6 heures différents (0:00 à 5:00). Pour certains paramètres les tests ANOVA n'aboutissent à des différences significatives entre les classes que pour certaines heures de départ, appelées heures optimales dans le tableau. Les fonctions sinusoïdales ajustées sont données en annexe.

		ANOVA		modèle avec un cosinus		un cosinus et sa 1ière harmonique	
	n	heure optimale	seuil de signification	réduction de variance	seuil de signification	réduction de variance	seuil de signification
Cond	77	1:00 ou 2:00	4%	8%	n.s.	14%	n.s.
N-NH_4	78	1:00 à 4:00	< 0.01%	19%	n.s.	30%,	9.6%
MES	78	toutes heures	< 0.01%	36%	3.6%	39%,	3.4%
Turbidité	78	toutes heures	< 0.01%	54%	0.06%	57%,	0.05%
EC tot (log)	76	5:00	0.06 %	22%	n.s.	24%	n.s.
EC libres (log)	28	1:00 ou 2:00	6.8%	15%	n.s.	31%	n.s.
EI tot (log)	77	3:00 à 5:00	< 0.01%	30%	8.0%	31%	8.4%
EI libres (log)	28	-	n.s.	11%	n.s.	13%	n.s.

Tableau 2 : Caractéristiques des événements synthétisées par le PC-Saphyr du SIAAP. Durée des événements pluvieux (heures) et lames d'eaux moyennes (mm) sur Paris. Les symboles (creux en 2010, pleins en 2011) sont utilisés sur toutes les courbes présentées ci-après et qui montrent la variabilité de temps sec et les valeurs de temps de pluie. En 2001, les dates d'échantillonnage en Seine en temps de pluie suivent celles de Seine-Centre et correspondent aux mêmes événements.

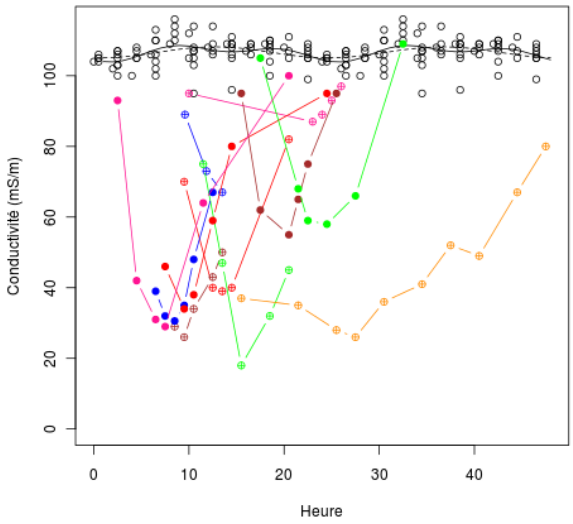
Légendes pour les données de Seine-Centre par temps de pluie

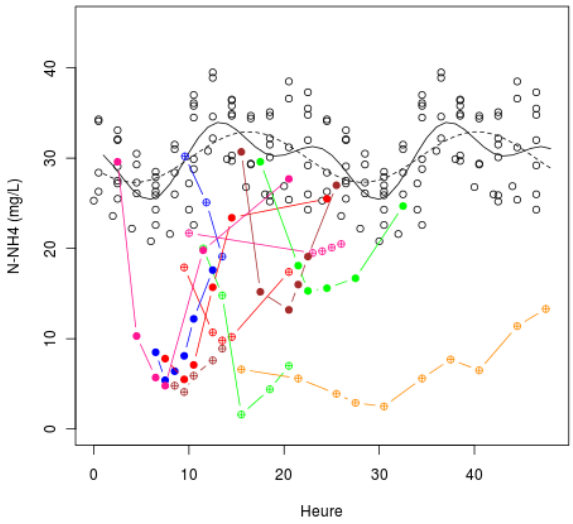
- 10/6/2010
- 3/7/2010
- 12/7/2010
- 14/7/2010
- 11/8/2010
- 15/8/2010
- 26/8/2011
- 4/9/2011
- 11/9/2011
- 17/9/2011
- 5/11/2011

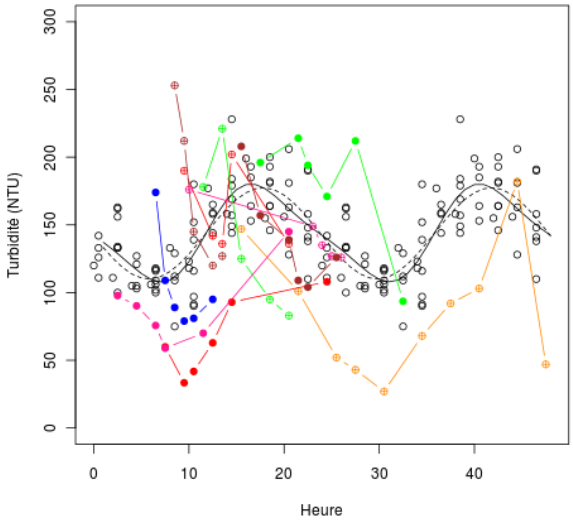
Légendes pour les données de Bougival par temps de pluie

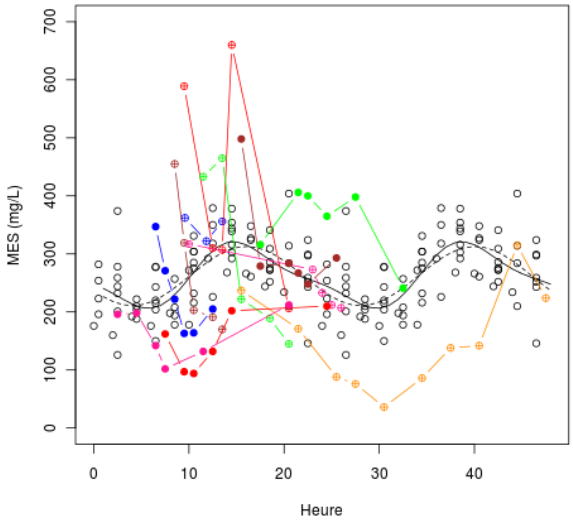
- 15/7/2010
- 16/8/2010
- 24/8/2010
- 8/9/2010
- 15/9/2010
- 24/9/2010
- 27/8/2011
- 5/9/2011
- 12/9/2011
- 18/9/2011
- 6/11/2011

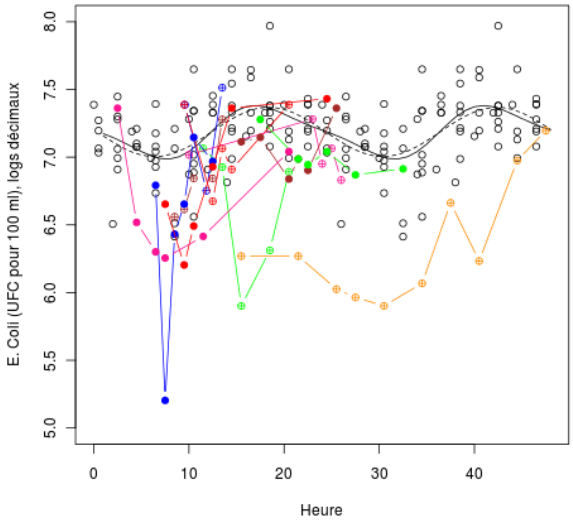
	Durée (heures)	Lame d'eau moyenne sur Paris (mm)
10/6/2010		
3/7/2010	18	19.3
12/7/2010	8	21.7
14/7/2010	19	45.5
11/8/2010	-	1.1
15/8/2010	48	49
26/8/2011	10	16
4/9/2011	24	17.4
11/9/2011	12	7.9
17/8/2011	3	6.3
5/11/2011	6	12.1

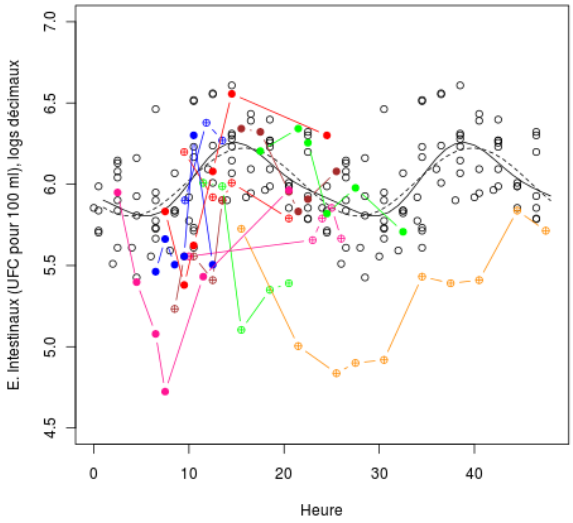

Conductivité (mS/m)
Heure

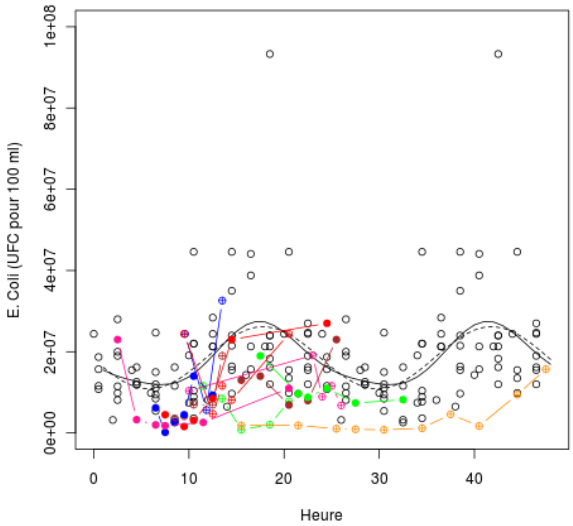

N-NH4 (mg/L)
Heure

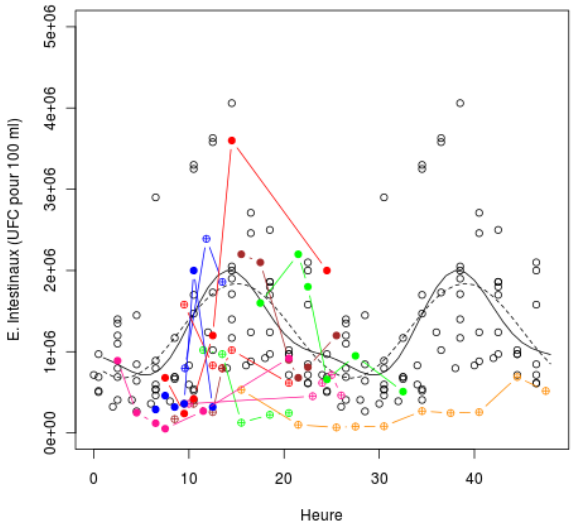

Turbidité (NTU)
Heure

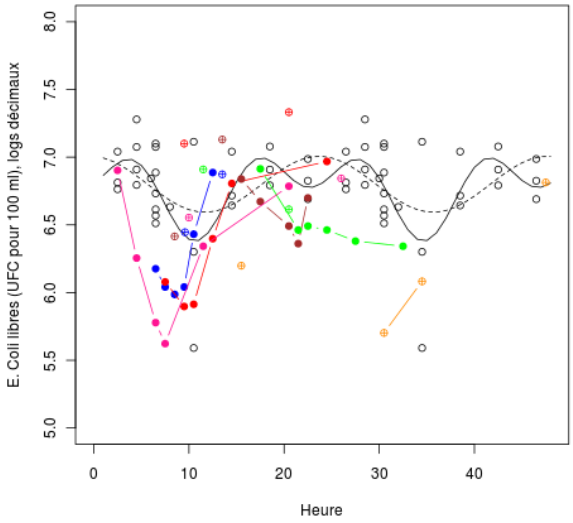

MES (mg/L)
Heure

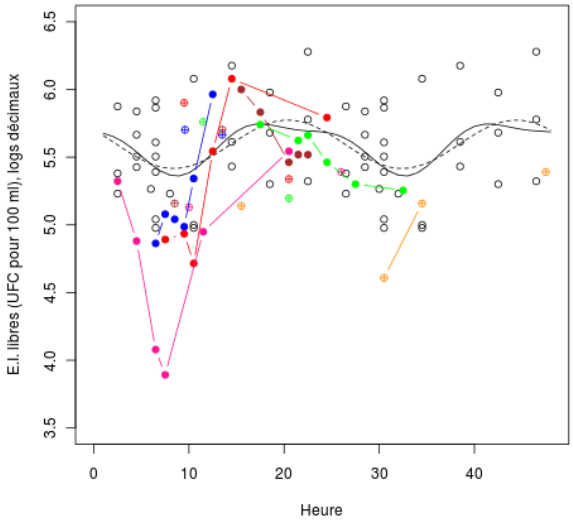

E. Coli (UFC pour 100 ml), logs décimaux
Heure

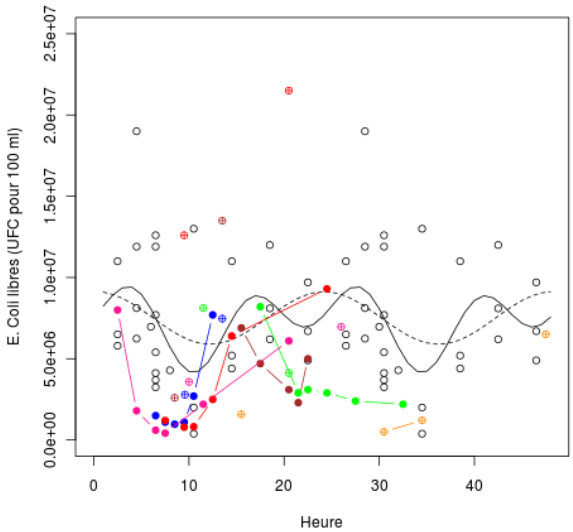

E. Intestinaux (UFC pour 100 ml), logs décimaux
Heure


E. Coli (UFC pour 100 ml)
0e+00
2e+07
4e+07
6e+07
8e+07
1e+08
0
10
20
30
40
Heure


E. Intestinaux (UFC pour 100 ml)
0e+00
1e+06
2e+06
3e+06
4e+06
5e+06
0
10
20
30
40
Heure


E. Coli libres (UFC pour 100 ml), logs décimaux
5.0
5.5
6.0
6.5
7.0
7.5
8.0
0
10
20
30
40
Heure


E.I. libres (UFC pour 100 ml), logs décimaux
3.5
4.0
4.5
5.0
5.5
6.0
6.5
0
10
20
30
40
Heure


E. Coli libres (UFC pour 100 ml)
0.0e+00
5.0e+06
1.0e+07
1.5e+07
2.0e+07
2.5e+07
0
10
20
30
40
Heure

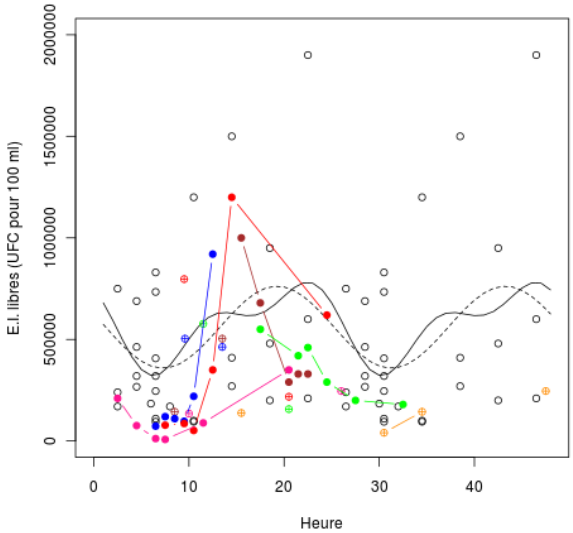

E.I. libres (UFC pour 100 ml)
0
500000
1000000
1500000
2000000
0
10
20
30
40
Heure

Figure 3. Les points noirs sont les valeurs de temps sec. Les échantillonnages ont été en général réalisés sur 24 heures de 8:00 à 8:00. Pour illustrer la nécessaire continuité d'une journée à une autre, les données ont été répliquées sur 48 heures. Les courbes noires continues sont les ajustements d'une sinusoïde, les courbes noires pointillées les ajustements d'une sinusoïde avec sa première harmonique. Les données obtenues en temps de pluie (en couleur) sont également présentées en fonction de l'heure de la journée. Elles sont discutées au paragraphe 3.2. Les légendes pour les temps de pluie sont données sur la tableau de synthèse des échantillonnages (tableau 2).

Le tableau 3 donne les valeurs des coefficients de corrélations entre variables décrivant la qualité de l'eau par temps sec à l'entrée de l'usine de Colombes. Les trois variables MES, turbidité et N-NH_4 sont bien corrélées entre elles, alors que la conductivité n'est corrélée à aucune de ces variables. Il semble donc que l'origine de la charge en sels dissous en temps sec au sein du réseau d'assainissement est différente de celle de l'ammonium et des matières en suspension. Les bactéries indicatrices fécales sont corrélées à ces trois variables à une exception près : les EC totales ne sont pas corrélées à l'ammonium. Quelques graphes illustrent ces corrélations dont les coefficients demeurent relativement faibles (faible pouvoir prédictif) même lorsqu'ils sont significatifs (figure 4). Nous avons choisi la meilleure corrélation entre paramètres physico-chimiques (MES vs Turbidité), la meilleure corrélation avec les EI (EI totales vs N-NH_4), la meilleure corrélation avec les EC (EC vs Turbidité) et la plus mauvaise corrélation avec EC (EC vs N-NH_4).

*Tableau 3 : Corrélations entre variables à l'entrée de Seine-Centre par temps sec. Les BIF totales ou libres ont été examinées en logarithmes. La partie supérieure droite du tableau donne les coefficients de corrélation, la partie inférieure gauche donne la probabilité (p) d'observer un tel coefficient (ou une valeur supérieure) à partir de variables normales en réalité indépendantes. Les probabilités inférieures à 0.1% sont marquées de « *** », celles inférieures à 1% marquées de « ** », et celles inférieures à 10% marquées de « * », les autres sont marquées de « - ».*

		Coefficients de corrélation (Pearson)							
		MES	Turb	Cond	N-NH_4	E.C. tot	E.C. lib	E.I. tot	E.I. Lib
Probabilités	MES	--	0.62***	0.08-	0.56***	0.25*	0.19-	0.52***	0.36*
	Turb	< 0.01%	--	0.09-	0.48***	0.34**	0.12-	0.34**	0.33*
	Cond	45%	41%	--	0.07-	-0.08-	-0.07-	-0.12-	-0.27-
	N-NH_4	< 0.01%	< 0.01%	54%	--	0.15-	0.18-	0.54***	0.63***
	EC tot	2.6%	0.3%	49%	21%	--	0.16-	0.45***	0.28-
	EC lib	33%	56%	72%	36%	44%	--	-0.03-	0.49**
	EI tot	< 0.01%	0.3%	28%	< 0.01%	< 0.01%	87%	--	0.29-
	EI lib	6.2%	8.9%	16%	0.03%	15%	0.8%	15%	--

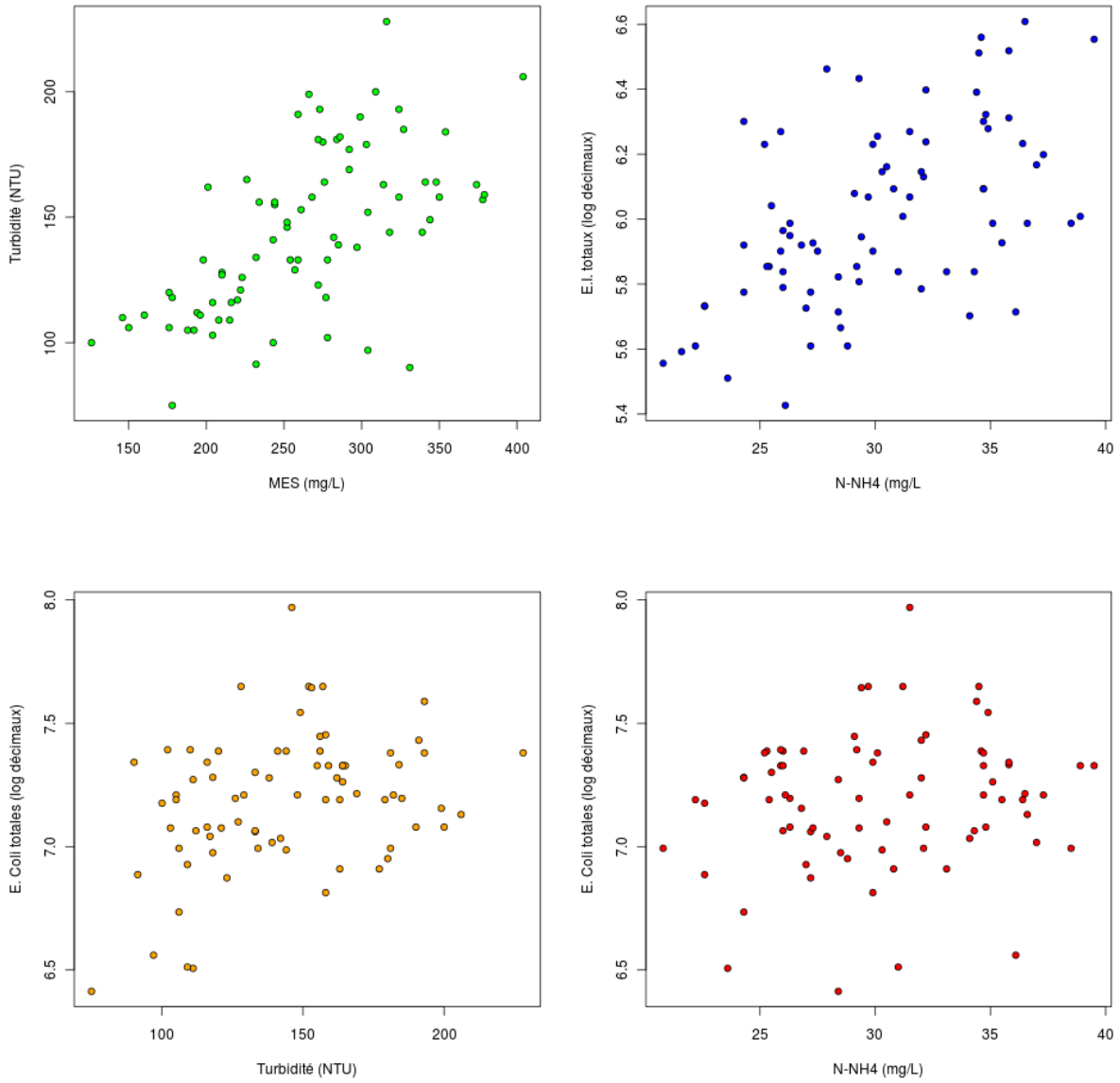


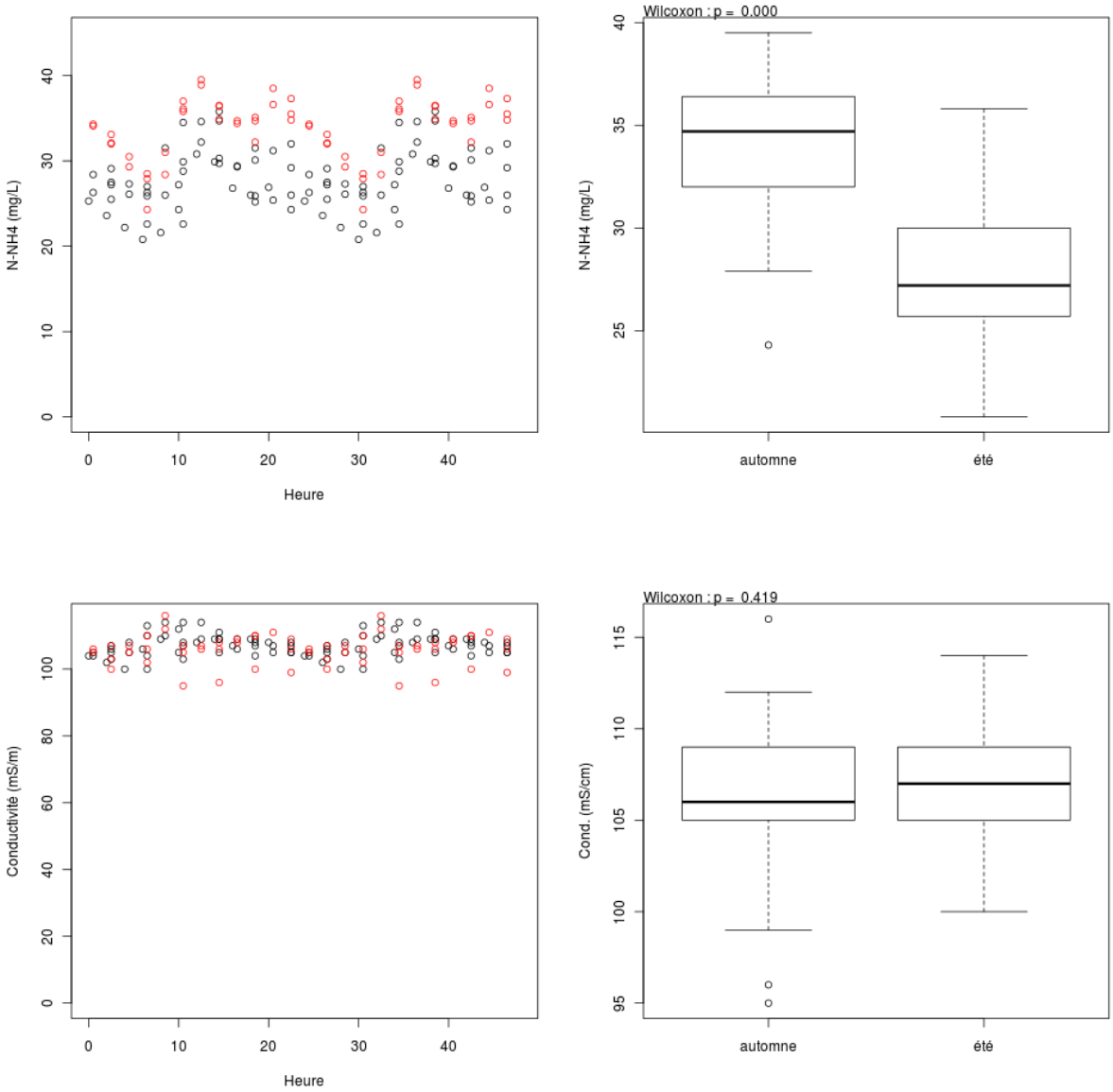
Figure 4 : Quelques illustrations des corrélations par temps sec.

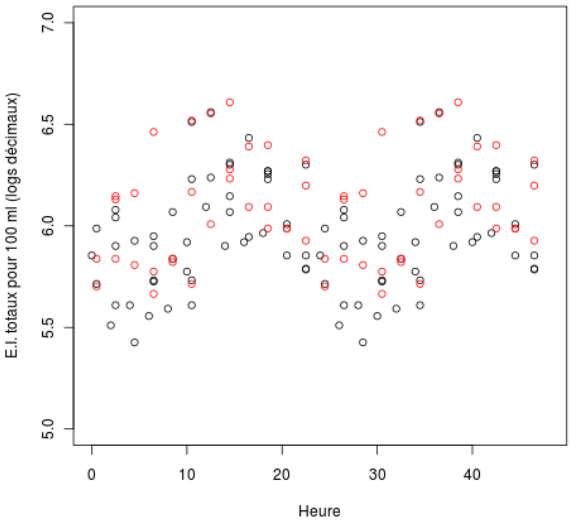
La conductivité des eaux du réseau est due à la minéralisation des eaux distribuées, à un excédent de minéralité apporté par les rejets domestiques (minéralité d'origine fécale ou non) et à un effet supplémentaire de dilution par des eaux parasites (eaux d'exhaure dans le réseau d'assainissement parisien). L'ammonium est principalement lié aux apports fécaux de même que les BIF et probablement une large partie des MES. Si l'effet de dilution dominait, tous les paramètres liés aux rejets fécaux devraient être nettement corrélés. Tel n'est pas le cas dans le réseau parisien.

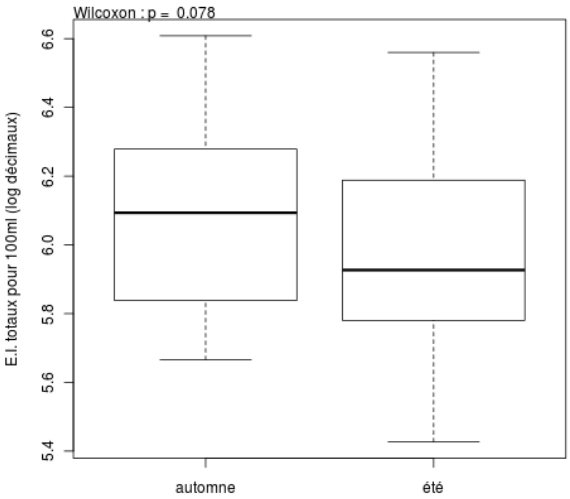
3.1.3 La forte variabilité de l'ammonium par temps sec s'explique par un effet saisonnier

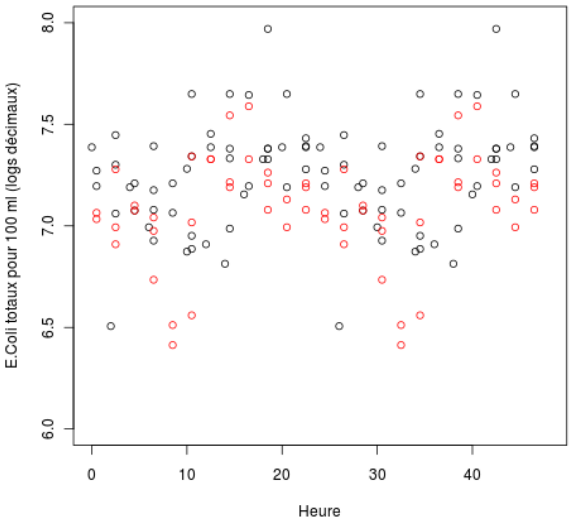
L'ammonium, réputé bon indicateur des activités humaines journalières, semble donc un paramètre plus difficile à prévoir que les MES ou la turbidité (plus faible diminution de variance par une modèle sinusoïdal). Bien que notre échantillonnage ne couvre pas toute l'année, il est possible de mettre en évidence ce qui pourrait s'interpréter comme une variabilité saisonnière, à savoir de plus faibles teneurs en été qui pourraient être dues à une diminution de la population sur le bassin versant. Les graphiques présentés ci-après démontrent que les concentrations en ammonium sont très différentes entre l'été et l'automne (plus fortes en automne), mais que les cycles journaliers restent très visibles et parallèles pour les deux saisons. Les tests de Wilcoxon confirment les fortes différences. Les MES et la turbidité ont un comportement saisonnier de nouveau cohérent avec celui de l'ammonium. Par contre les conductivités en sont pas différentes au cours des

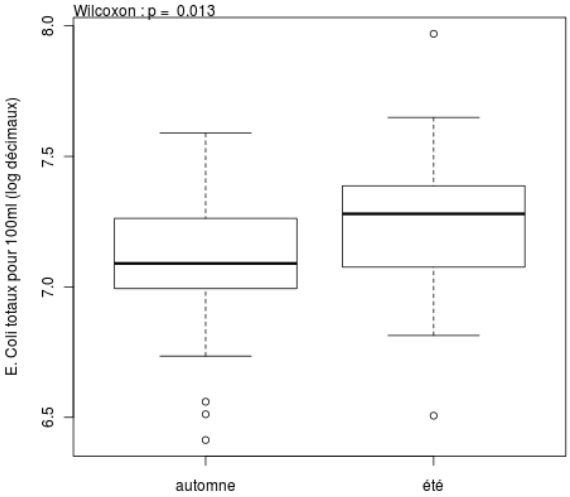
deux saisons (p_{Wilcox} = 0.42), ce qui explique de nouveau la faiblesse des corrélations entre conductivité et NH_4, MES ou turbidité. La variabilité saisonnière des EI est cohérente avec celle de l'ammonium, quoique les différences soient peu significatives (p_{Wilcox} = 0.08). Par contre, la variabilité saisonnière des EC est opposée à celle de l'ammonium avec des teneurs significativement plus élevées en été. Ce fait est surprenant car l'origine de l'ammonium et des EC est similaire à celle de l'ammonium, mais il justifie encore les faibles corrélations identifiées plus haut. La figure 5 montre les variations saisonnières été/automne observées.

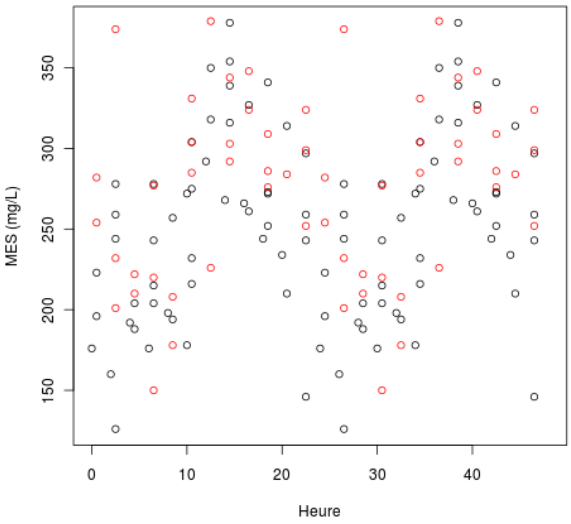


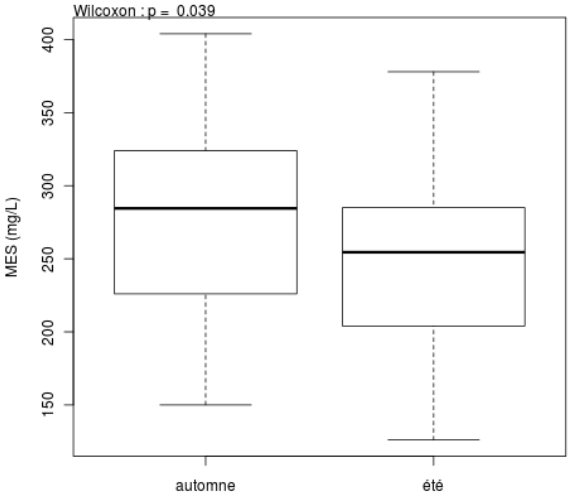

E.I. totaux pour 100 ml (logs décimaux)
Heure


Wilcoxon : p = 0.078
E.I. totaux pour 100ml (log décimaux)
automne
été


E.Coli totaux pour 100 ml (logs décimaux)
Heure


Wilcoxon : p = 0.013
E. Coli totaux pour 100ml (log décimaux)
automne
été


MES (mg/L)
Heure


Wilcoxon : p = 0.039
MES (mg/L)
automne
été

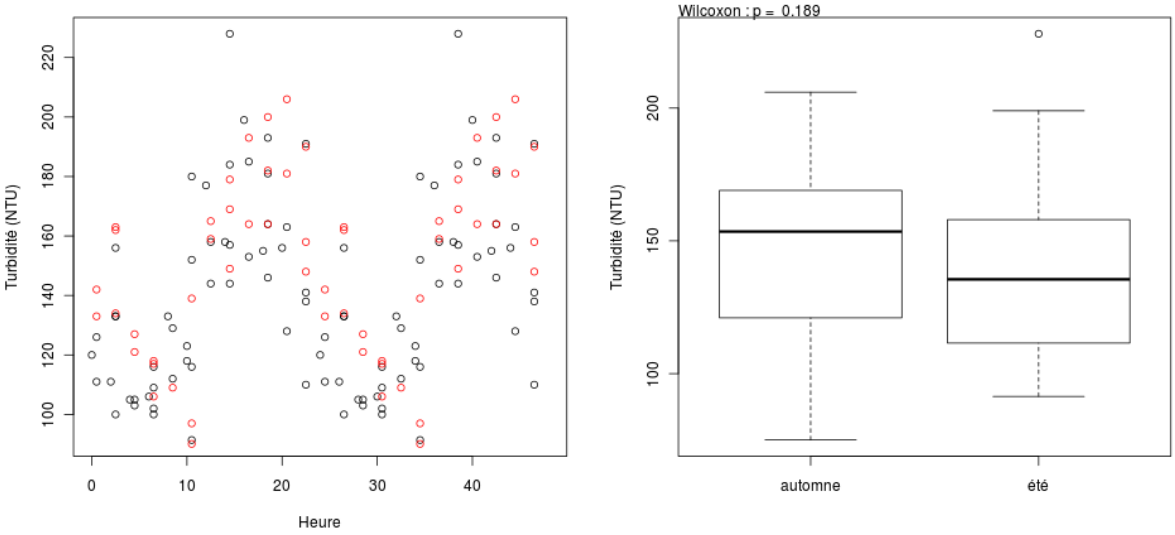


Figure 5: Mise en évidence des différences entre les données de temps sec en été (noir) et en automne (rouge). L'« été » est défini par les mois de juin, juillet et août, l'« automne » par les mois de septembre et octobre. Nous n'avons pas de données pour d'autres périodes. La valeur de p pour le test de Wilcoxon sont indiquée au dessus des boxplots.

Une fois mises en évidence ces différences entre l'été et l'automne pour certains paramètres, les ajustements de fonctions sinusoïdales ont été faits pour toutes les variables séparément pour l'été et l'automne. Les résultats complets sont donnés en annexe. Les améliorations, plus ou moins marquées, pour turbidité et MES déjà mis en évidence pour l'ensemble de l'année, sont retrouvées ainsi que l'intérêt d'utiliser une double fonction sinusoïdale pour l'ammonium. Quelques ajustements sinusoïdaux apportent des améliorations significatives pour les BIF, en particulier pour les EI, mais ce n'est pas systématique.

3.1.4 Bactéries libres et bactéries fixées

Nous avons séparé les bactéries libres en utilisant un protocole dérivé de celui de Characklis at al. (2005). Il a été testé par ses auteurs par centrifugation de micro-billes de verre de diamètres 5 à 50 µm et de particules de latex de densité 1.05, proche de celle de bactéries libres et de diamètre 10 µm. Characklis et al. (2005) montrent que les billes de latex sédimentent très peu au cours de la centrifugation, alors que 97% des particules de verre sont séparées par sédimentation (50% des particules de verre de diamètre 5 µm et plus de 90% des particules de diamètre 10 µm).

Il est probablement peu raisonnable d'assimiler les particules de la Seine à des billes de verre, cependant le protocole de Characklis et al. (2005) fournit des résultats pertinents. En effet, à titre de comparaison, rappelons que la vitesse de chute (vitesse limite de Stokes) d'une particule de verre de 10 µm est de 0.3 m/h (et de 0.07 m/h pour des particules de diamètre 5 µm), alors que la vitesse de chute médiane des particules en Seine est de l'ordre de 1 m/h mais qu'une large partie des particules de Seine (~30%) en période d'étiage n'est habituellement pas sédimentable dans les conditions de terrain (test de sédimentation réalisé sur la berge immédiatement après prélèvement pour limiter les problèmes de floculation/dé-floculation), soit des vitesses de chute nettement inférieures à 0.1 m/h). Donc, même si les particules de la Seine ne peuvent être assimilées à des billes de verre car elles sont en grande partie formées d'agrégats à la fois beaucoup plus gros et beaucoup moins denses, il est à noter que le protocole de Characklis et al. (2005) élimine dans le culot du tube en quasi-totalité des particules dont les vitesses de chute sont équivalentes à la vitesse médiane des particules en Seine, tout en ne faisant pas sédimenter des particules de caractéristiques similaires à des bactéries libres.

Les différences entre bactéries totales et bactéries libres ne sont pas toujours positives, ce qui est physiquement irréaliste. La variabilité des mesures de BIF explique une partie de ces résultats étranges, mais ils peuvent aussi être dus pour partie à une séparation insuffisante des bactéries en présence de particules avant l'analyse des bactéries totales, ce qui provoque une sous-estimation au cours de leur dénombrement.

On ne parvient pas à distinguer d'évolutions intra-journalière ou saisonnière de la fraction de bactéries fixées. Les indicateurs les plus pertinents sont les quartiles données sur la figure 6, il apparaît que les EI sont un peu plus fortement attachées que les EC, mais les différences ne sont pas significatives.

	1er quartile	médiane	dernier quartile
EC	31 %	55 %	69 %
EI	32 %	68 %	81 %

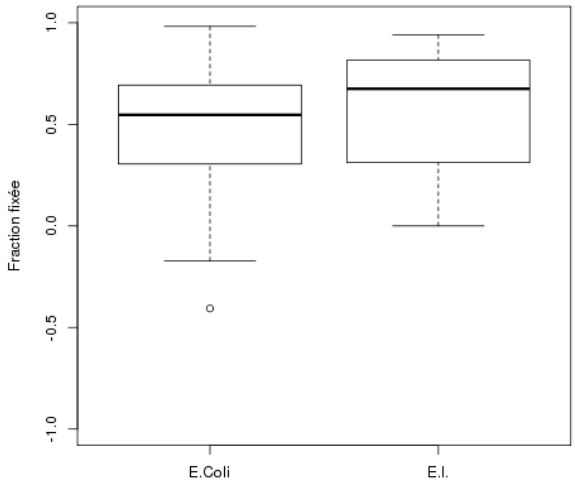


Figure 6 :Variabilité du fractionnement des bactéries fixées par temps sec à l'entrée de l'usine Seine-Centre

3.2 Teneurs par temps de pluie à l'entrée de Seine-Centre

11 événements de temps de pluie ont pu être échantillonnés à l'entrée de la station Seine-Centre, leurs principales caractéristiques sont synthétisées sur le tableau 2. Les profils des différents paramètres au cours des 11 événements échantillonnés sont représentés sur la figure 3 (voir plus haut).

3.2.1 Conductivité et ammonium

Par temps de pluie, les conductivités et les teneurs en ammonium varient très fortement et conjointement. Il est remarquable que ces deux variables, qui n'étaient pas corrélées par temps sec, deviennent très corrélées par temps de pluie, comme en témoigne la figure 7. A l'entrée de Seine-Centre, les échantillons de temps de pluie se positionnent dans un faisceau de droites qui relient les points mesurés en temps de pluie à un point fictif, qu'on pourrait interpréter comme représentatif des eaux de ruissellement urbaines dont les concentrations seraient 0 en NH_4 et 20 mS/m en conductivité. La conductivité et la teneur en NH_4 des eaux de temps de pluie à Seine-Centre répondent donc à un modèle de mélange. Les échantillons moyens collectés au niveau du déversoir de Clichy en 2008-2009, sauf un cas (1 point sur 33), se positionnent également dans le même faisceau de droites, ce qui confirme l'homogénéité des données collectées à Clichy et à l'entrée de Seine-Centre.

Les échantillons collectés en temps de pluie à La Briche suivent dans l'ensemble le même schéma, mais plusieurs points montrent des conductivités très élevées sans fortes concentrations d'ammonium (3 points sur 48). Cependant, les teneurs de temps sec, si on les estime à partir de l'extrémité du faisceau des points de temps de pluie à La Briche, apparaissent comme plus concentrées à la fois en conductivité et en ammonium que les teneurs en temps sec de Clichy.

Ont été ajoutés au graphique des points obtenus à l'entrée de Marne-Aval, qui montrent que la référence de temps sec est loin d'être uniforme dans l'agglomération parisienne, et peut atteindre 70 mg $N\text{-}NH_4$/L pour une conductivité supérieure à 150 mS/m. Les points obtenus dans les différents émissaires alimentant Seine-Aval se situent dans le faisceau général avec des teneurs en conductivité et en ammonium qui peuvent être élevées (conductivités de 140-150 mS/m) dans les émissaires autres que CAA[1] et CAB[2]. Les valeurs maximales obtenues dans le CAA et le CAB, dont les eaux sont issues du site de Clichy, sont moins élevées mais sont tout de même plus fortes que les conductivités de temps sec obtenues à l'entrée de Seine-Centre. Étant

1 CAA : Clichy-Achères, branche d'Argenteuil
2 CAB : Clichy-Achères, branche de Bezons

donnée la position de l'usine Seine-Centre au sein du réseau du SIAAP, ce dernier point reste difficilement explicable, les échantillons ayant été collectés dans les émissaires en 2011, comme la deuxième série de données acquises à Seine-Centre.

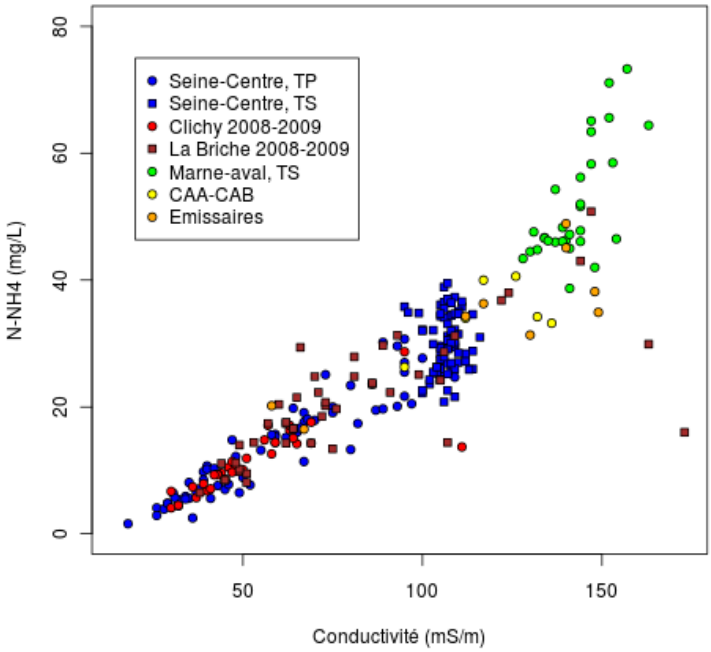


Figure 7 : Relation entre conductivité et ammonium dans le réseau parisien. En bleu les échantillons de Seine-Centre en temps sec (carrés bleus) et en temps de pluie (ronds bleus) au cours de cette étude. Les ronds rouges sont des échantillons collectés à Clichy durant les périodes de déversement. Il s'agit d'échantillons moyens, proportionnels au temps, collectés durant toute la durée des déversements. On a un point par déversement. Les carrés bruns ont été collectés à La Briche dans des conditions similaires, un point par déversement. Les ronds verts ont été collecté à l'amont de la STEP Marne-Aval, dans le secteur en secteur du réseau ou les apports pluviaux sont faibles. Les ronds jaunes et orange ont été collectés dans les émissaires qui alimentent la station Seine-Aval (échantillons ponctuels, collectés vers 10:00 systématiquement), en jaune les émissaires CAA et CAB qui passent à Clichy, en orange les autres émissaires.

Des relations ayant été mises en évidence par temps sec entre saison ou heure de la journée et concentrations en NH_4 ou conductivité, on peut chercher à analyser si la prise en compte de ces relations, donc de la saison et de l'heure de la journée, permet d'aboutir à un meilleur modèle prédictif pour la relation entre NH_4 et conductivité par temps de pluie. Le modèle fonctionnerait en deux temps : (1) estimation du pourcentage d'eau de ruissellement à partir de la conductivité et (2) estimation de la concentration d'ammonium à partir du pourcentage d'eau de ruissellement (figure 8). Les données d'entrée de Seine-Centre par temps sec et par temps de pluie sont utilisées pour cette analyse.

Trois types d'estimations ont été faites pour définir les teneurs de temps sec : la première à partir des valeurs moyennes de conductivité et de N-NH_4 dans les eaux usées de temps sec, la seconde à partir des valeurs de conductivité et de N-NH4 en temps sec à l'heure de l'échantillonnage, la troisième prend également en compte l'effet des saisons (été et automne) (voir annexe avec les ajustements). Les résultats sont portés sur la figure 9, qui montre que les gains apportés par les modèles semblent limités. Les écarts-type résiduels obtenus (non expliqués par le modèle) sont de 3.08 mg N-NH_4/L pour une modèle de mélange basé sur la concentration moyenne, de 3,09 mg N-NH_4/L pour un modèle basés sur des concentrations horaires et de 3.00 mg N-NH_4/L pour une modèle basé sur des concentrations horaires saisonnalisées. Aucune des différences n'est significative. On en conclut que prendre compte l'heure de l'échantillonnage pour améliorer l'estimation de N-NH_4 à partir de la conductivité n'est pas utile et que l'amélioration apportée par la prise en compte de la saisonnalité, bien que mesurable, n'est pas significative. Le modèle de mélange le plus simple, à partir des valeurs moyennes, pourrait être considéré comme suffisant.

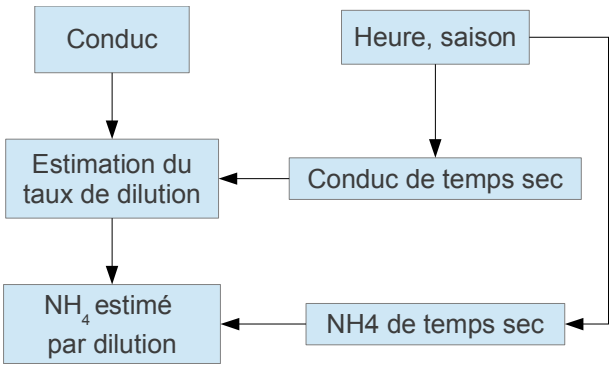


Figure 8 : Schéma utilisé pour estimer les teneurs en NH_4

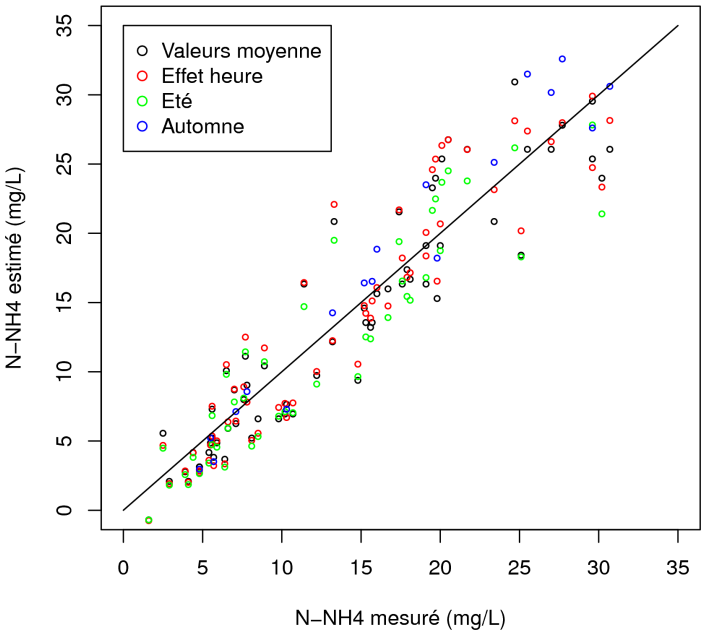


Figure 9 : Valeurs de N-NH_4 estimées à partir des conductivités à partir d'un modèle de mélange basé sur les valeurs moyennes des concentrations dans l'eau de ruissellement et l'eau usée de temps sec (points noirs), à partir d'estimations prenant en compte l'heure de l'échantillon pour estimer la référence de temps sec (points rouges) ou l'heure de l'échantillon et la saison pour estimer la référence de temps sec (points verts en été et bleu en automne).

3.2.2 Turbidité et matières en suspensions

Un graphique identique à la figure 7 (même légende) a été réalisé pour les données de MES (figure 10). Le même graphe pour la turbidité donne une image similaire mais moins fournie car les turbidités n'ont pas été mesurées à Clichy et La Briche en 2008-2009. Il apparaît de toute évidence que le modèle de mélange ne fonctionne pas et qu'il existe pour la plupart des prélèvements de temps de pluie un fort excès de MES par rapport à un mélange théorique entre des eaux usées et des eaux de pluie de conductivité et de teneur en MES faibles. Entre la pluie et l'entrée dans l'avaloir, les teneurs en MES peuvent être très fortement modifiées. Si dans la situation précédente (conductivité et NH_4) il était légitime de proposer un ordre de grandeur pour la conductivité et la teneur en NH_4 des eaux de ruissellement urbaines, il est beaucoup plus délicat d'évaluer une teneur type de MES dans ces eaux de ruissellement. Par exemple, Marie-Christine Gromaire-Mertz (1998) donne une fourchette de l'ordre de 20 à 500 mg/L de MES dans les eaux de ruissellement de chaussée à Paris, avec une médiane à environ 100 mg/L. L'excédent de MES qu'on pourra chercher à mettre en évidence provient donc à la fois des eaux de ruissellement et des dépôts dans le réseau

d'assainissement, car les concentrations contenues dans les eaux de ruissellement sont, pour les plus élevées, comparables voire supérieures aux teneurs des eaux usées de temps sec à Seine-Centre.

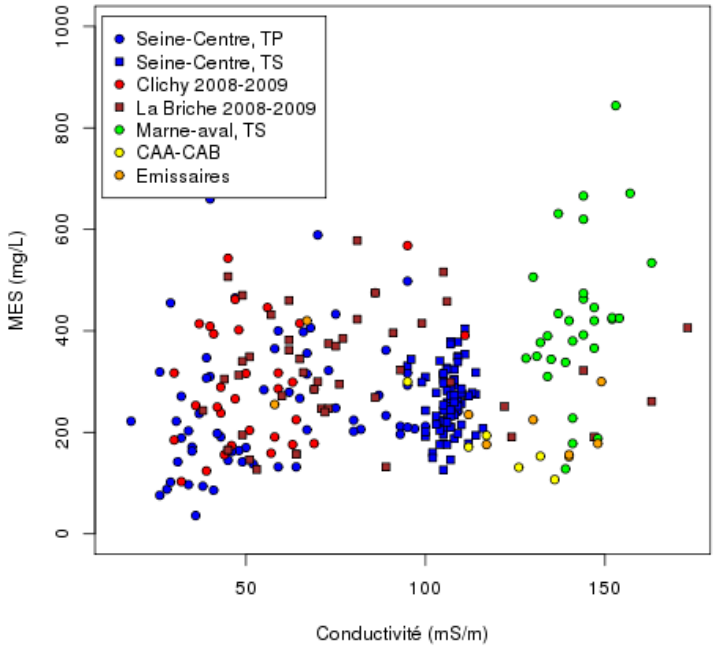


Figure 10 : Relation entre MES et conductivité par temps sec et par temps de pluie

Les MES variant fortement en fonction de l'heure de la journée, examinons l'influence de ce facteur dans un modèle de mélange. La relation non saisonnalisée donnant les MES en fonction de l'heure de la journée sera utilisée, les relations saisonnalisées n'apportant que peu d'améliorations. L'excédent de MES obtenu augmente logiquement en fonction de la fraction d'eau de ruissellement, et donc de l'importance de l'événement pluvieux (figure 11), cependant, il serait erroné de chercher à diviser l'excédent de MES par la fraction ruisselée pour obtenir une teneur théorique des eaux de ruissellement, ce qui reviendrait à négliger les apports par resuspension des dépôts en réseau. La figure 12 présente les mêmes résultats sous une forme légèrement différente. La ligne pointillée rouge représente les cas où le flux de MES exporté est exactement égal au flux apporté par les eaux usées estimé à partir de la fraction d'eaux usées et des MES dans les eaux usées. Il ne devrait pas y avoir de points au-dessus de cette ligne si les définitions des termes sources (eaux usées et eaux de ruissellement pour la conductivité) était parfaitement univoque. Les points situés sur la diagonale noire correspondent à des cas où les MES mesurées en temps de pluie sont égales aux MES de temps sec à la même heure de la journée, ce qui signifie que l'apport d'eaux de ruissellement auquel s'ajoute les apports par érosion des dépôts aboutissent à une concentration en MES équivalente à celle des eaux usées. Au dessus de cette droite, la concentration apportée par les eaux excédentaires et les dépôts combinés est inférieure à celle des eaux usées, et elle devient nulle sur la ligne rouge pointillée, au-dessous de la diagonale, elle est supérieure. Dans ces derniers cas, la figure montre que la concentration des excédents ne dépasse en général pas beaucoup celle des eaux usées.

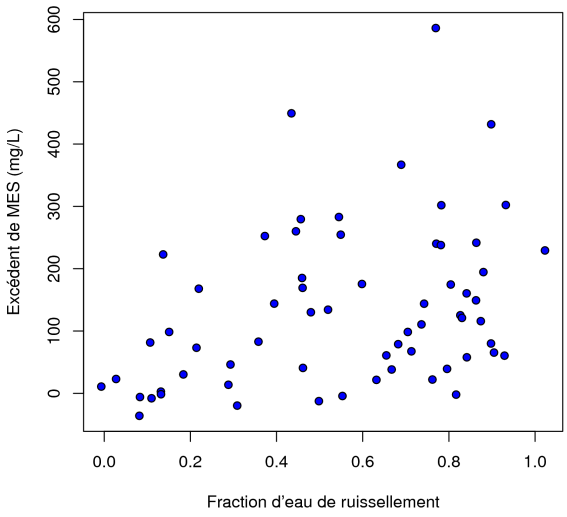


Figure 11 : Excès de MES (par rapport à un mélange entre de l'eau usée et une eau de ruissellement exempte de MES) en fonction de l'importance du volume ruisselé pour toutes les données de temps de pluie à Seine-Centre

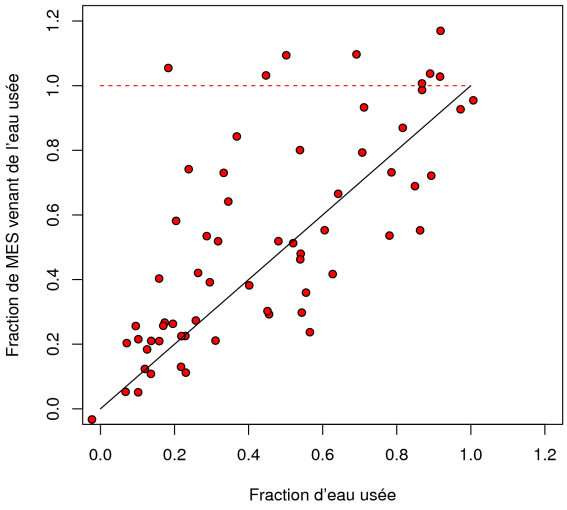


Figure 12 : Fraction de MES apportées par l'eau usée en fonction de la fraction d'eau usée pour toutes les données de temps de pluie à Seine-Centre

Trois termes caractérisent la composition des eaux de temps de pluie : (i) les eaux usées elles-mêmes, (ii) la fraction dissoute des eaux de ruissellement dont la conductivité est estimée à environ 20 mS/m et (iii) des MES dont nous ne sommes hélas pas capables de définir l'origine, les deux sources à considérer à priori étant les eaux de ruissellement et les dépôts du réseau.

3.2.3 Bactéries indicatrices fécales en temps de pluie

3.2.3.1 Fractions libres et fractions fixées

Une analyse identique à celle qui a été faite par temps sec (voir figure 6) aboutit à des résultats tout à fait comparables (figure 13), à savoir que les EI sont légèrement plus fixées que les EC. Mais ici encore, les différences entre les deux types de BIF sont faibles. De plus, il n'y a pas de différences significatives entre les distributions observées de fractions attachées pour les EI et les EC entre le temps sec et le temps de pluie.

En effet, si les quantiles des fractions fixées sont légèrement supérieurs par temps de pluie, le test de Wilcoxon ne permet de détecter aucune différence significative entre les fractions fixées par temps sec et temps de pluie pour chacune des deux familles de BIF. Les différences ne sont pas non plus significatives entre les deux familles de bactéries indicatrices, avec des valeurs de p (niveau de signification du test d'égalité des médianes) un peu faibles cependant mais toujours supérieures à 10%.

Il n'est pas possible non plus de mettre en évidence de corrélation significative entre les fractions fixées et les teneurs en MES, par temps sec ou par temps de pluie, et pour chacune des deux familles de BIF.

	1er quartile	médiane	dernier quartile
EC	0.37	0.64	0.73
EI	0.52	0.66	0.74

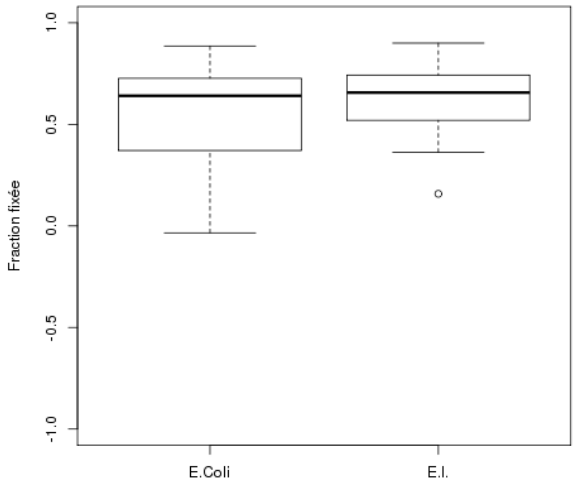


Figure 13 : Variabilité du fractionnement des bactéries fixées par temps de pluie à l'entrée de l'usine Seine-Centre par temps de pluie.

3.2.3.2 Modèle de mélange pour les BIF de temps de pluie

Les mêmes formes de représentation que précédemment (voir figures 7 et 10) sont utilisées pour les BIF sur les figures 14 et 15. A la différence des MES, il semble que le faisceau couvrant une référence eau de ruissellement avec une teneur en E.Coli et en E.I. presque nulle et l'ensemble des valeurs de temps sec à Seine-Centre couvre bien l'ensemble des valeurs de temps de pluie à Seine-Centre et à Clichy. Ceci suggère qu'un simple modèle de mélange serait acceptable, nous l'explorerons ci-après. Ce résultat semble cependant contradictoire avec le fait que les MES ne suivent pas un modèle de mélange et que la fraction particulaire des BIF est importante. Il semblerait donc que les MES excédentaires par temps de pluie ne sont pas celles qui portent les bactéries indicatrices fécales, ce qui pourrait être dû à une composition inadéquate de ces particules par exemple faites d'un matériel trop grossier ou peu organique, ou au simple fait que les BIF sont peu présentes dans le matériel dont sont issues ces MES, ce qui pourrait être le cas des MES des eaux de ruissellement mais semble plus difficile à admettre dans le cas d'une resuspension en réseau à moins que les particules y ait séjourné un temps suffisamment long pour qu'une mortalité significative des BIF ait eu lieu. Dans les deux cas (eaux de ruissellement parisiennes ou dépôts en réseau), des données suffisantes sur les BIF dans ces sources potentielles nous manquent pour aller plus loin.

A partir des ajustements faits en temps sec en fonction de l'heure dans la journée, et éventuellement d'une saisonnalisation été/automne, nous avons testé l'utilité du modèle de mélange basé sur la conductivité. Plusieurs termes sources ont été testés pour le temps sec : (i) les valeurs moyennes pour conductivité et BIF, (ii) les valeurs estimées en fonction de l'heure pour la conductivité et les BIF et (iii) un effet supplémentaire de saisonnalité pour les BIF. Les résultats sont portés sur les figures 16 à 19. Ils sont synthétisés dans le tableau 4 qui présente les écarts-types obtenus pour les différents modèles, en comparaison à deux modèles de référence que sont la concentration moyenne de temps sec, et la concentration moyenne de temps de pluie. Pour les EC, l'utilisation du modèle de mélange le plus simple (en fonction de valeurs moyennes de temps sec) apporte une amélioration significative au seuil de 1%, par rapport au modèle de base (modèle sans mélange, soit la moyenne des valeurs de temps de pluie). La prise compte de l'heure de l'échantillon ou de la saison n'apporte rien. Pour les EI au contraire, le modèle de mélange simple, bien que diminuant les écarts-type résiduels, n'est pas statistiquement significatif. En revanche la prise en compte de l'heure améliore significativement la qualité des estimations ; celle de la saison également, mais faiblement, mais le nombres supérieur de paramètres affaiblit le modèle qui devient statistiquement moins significatif.

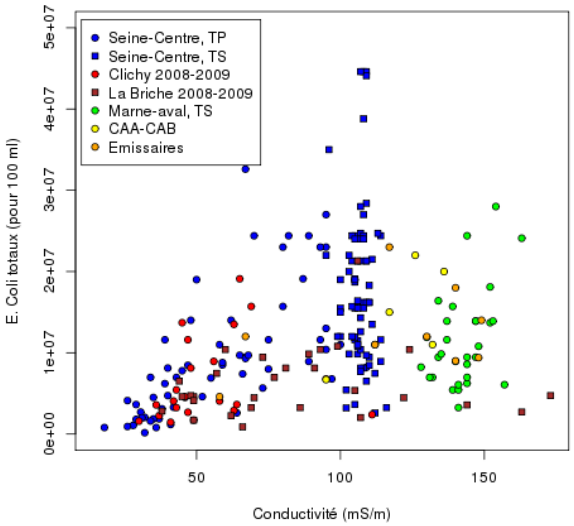


Figure 14 : Teneurs en EC totaux par temps sec et par temps de pluie, à Seine-Centre et Clichy et d'autres secteurs du réseau d'assainissement parisien, voir légende de la figure 5.

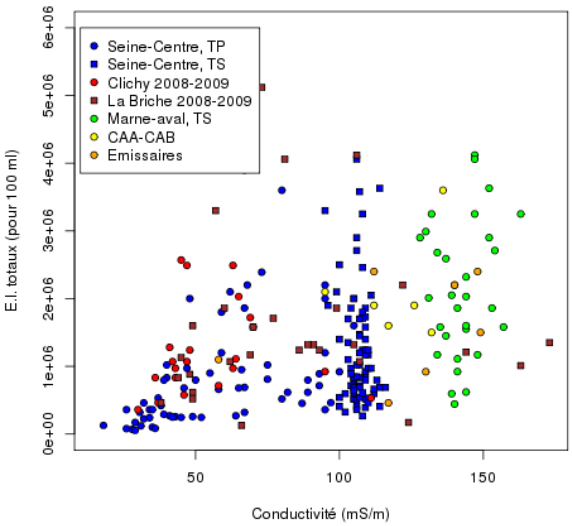


Figure 15 : Teneurs en EI totaux par temps sec et par temps de pluie, à Seine-Centre et Clichy et d'autres secteurs du réseau d'assainissement parisien, voir légende de la figure 5.

Les écarts relatifs restent cependant élevés, ils sont d'environ 40% et 50% pour les EC et les EI respectivement en valeurs médianes, pour le modèle de mélange simple, alors que leurs quantiles 90 atteignent 140% et 120%. A titre de comparaison, les écarts relatifs étaient de 20% en valeur médiane pour $N\text{-}NH_4$, et le quantile 90% atteignait 40%.

Tableau 4 : Ecarts-types résiduels des différents modèles (en millions d'unités formant colonie pour 100 ml). Le modèle de base consiste à prendre la moyenne des données de temps de pluie mesurées à Seine-Centre. Le mélange simple est un modèle mélange à partir des concentrations de temps sec basé sur la conductivité. Le modèle f(heure) prend en considération les heures d'échantillonnage. Le modèle f(heure,saison) ajoute une différence été/automne dans la définition des termes de références de temps sec.

	Modèle de base	Mélange simple	Mélange f(heure)	Mélange f(heure,saison)
EC	7,72	5,78$^{(**)}$	6,02$^{(**)}$	6,15$^{(**)}$
EC (log)	*id*	*id*	5,93$^{(**)}$	5,96$^{(**)}$
EI	0,72	0,64$^{(-)}$	0,56$^{(**)}$	0,54$^{(*)}$
EI (log)	*id*	*id*	0,57$^{(**)}$	0,54$^{(*)}$

Les figures suivantes (16 à 19) montrent également que pour les EC comme pour les EI, il existe un ensemble de points correspondant à des valeurs observées élevées, nettement plus élevées que les observations moyennes de temps sec, et qui naturellement ne peuvent pas être simulées par un modèle de mélange. Il faudrait pour qu'elles le soient que les conductivités correspondantes soient nettement supérieures aux conductivités moyennes de temps sec, ce que nous n'avons jamais observé à Seine-Centre comme le montrent les figures 14 et 15 par exemple. La moitié de ces points, pour les EC comme pour les EI, appartiennent aussi à l'autre groupe. Ils ne sont pas caractérisés par des teneurs en MES particulièrement élevées, un excédent de MES ne peut donc pas être considéré comme la cause majeure de ces valeurs excédentaires qui restent donc sans explication.

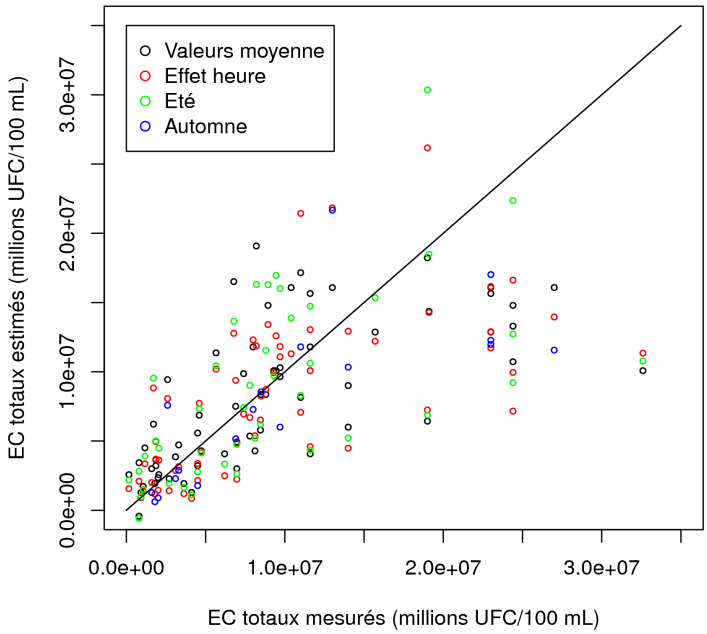


Figure 16 : Modèle de mélange en temps de pluie, en fonction de la conductivité, pour les EC totaux. Voir la légende de la figure 9.

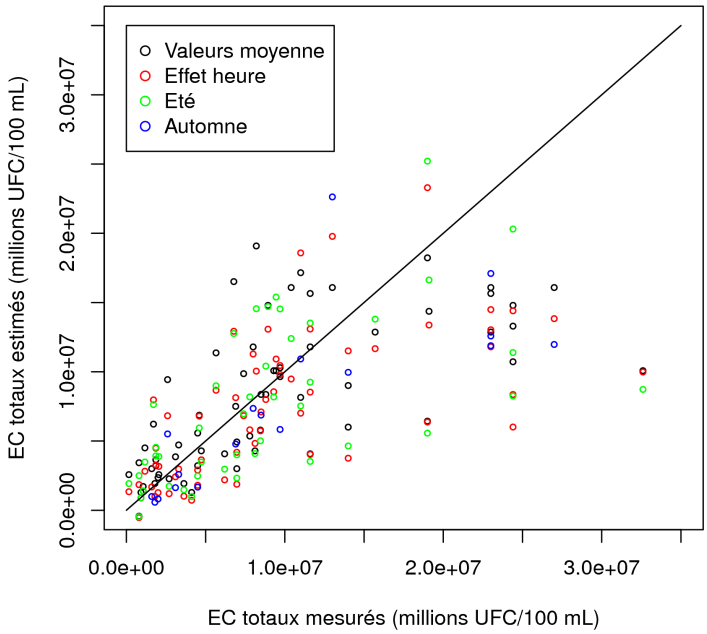


Figure 17 : Modèle de mélange en temps de pluie, en fonction de la conductivité, pour les EC totaux, à partir d'ajustements faits sur les log(EC tot) en temps sec. Voir la légende de la figure 9.

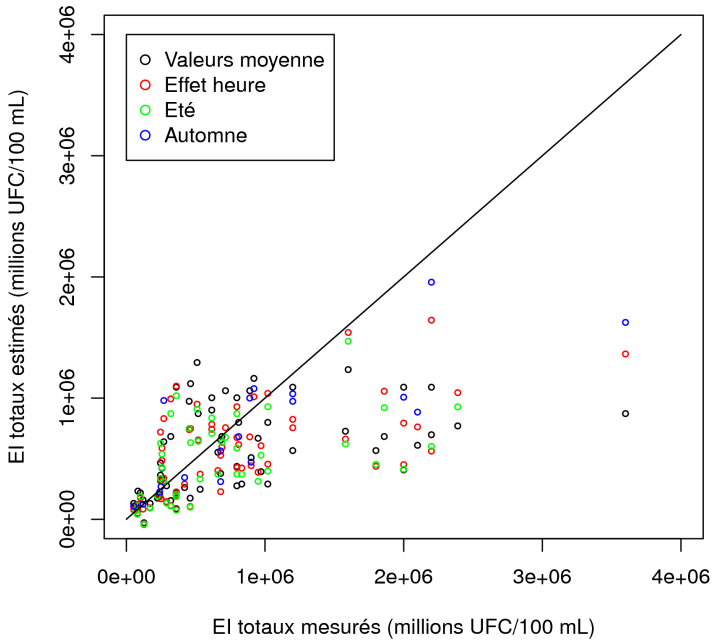


Figure 18 : Modèle de mélange en temps de pluie, en fonction de la conductivité, pour les EI totaux. Voir la légende de la figure 9.

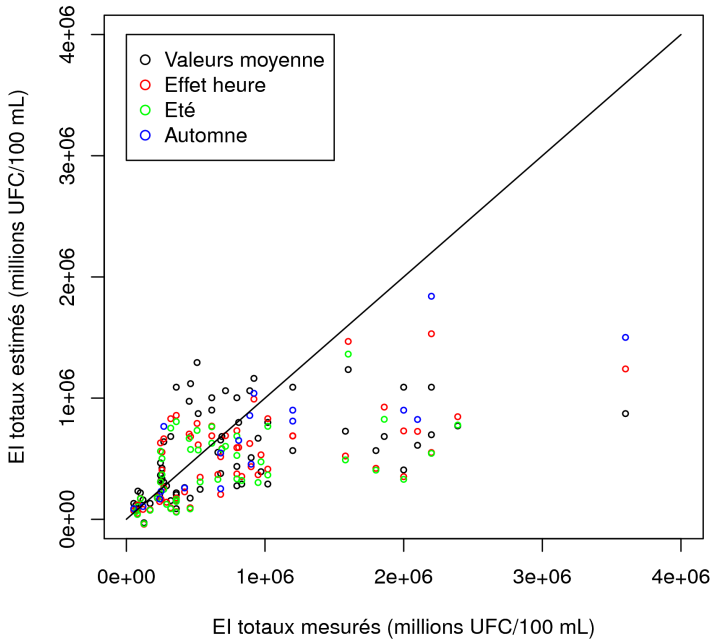


Figure 19 : Modèle de mélange en temps de pluie, en fonction de la conductivité, pour les EI totaux, à partir d'ajustements faits sur les log(EI tot) en temps sec. Voir la légende de la figure 9.

Les données concernant les eaux déversées à Clichy (n=21) et La Briche (n=31) en 2008 et 2009 (moyennes proportionnelles au temps pendant les déversements) peuvent être utilisées pour valider le modèle. Nous allons comparer 3 modèles de mélange (tableau 5) : (i) le modèle utilisant la moyenne de temps sec de Seine-Centre (SC-TS), (ii) une valeur constante moyenne pour chacun des sites, (iii) un lien linéaire (régression) à la conductivité calé sur les données de chacun des sites.

Tableau 5 : Ecarts-type des modèles utilisables pour Clichy et La Briche. Les valeurs sont en millions d'UFC pour 100 ml.

	Clichy SC-TS	Clichy moyen	Clichy régression	La Briche SC-TS	La Briche moyen	La Briche régression
EC	6.02	5.17(-)	5.10(-)	8.25	4.12(***)	4.13(***)
EI	1.73	1.72(-)	1.72(-)	1.27	1.15(-)	1.18(-)

A Clichy, aucun des modèles basés sur les données de Clichy (ii) et (iii) n'améliore significativement le modèle de mélange obtenu à partir des données de temps sec à Seine-Centre, même si les écarts-type diminuent légèrement. On notera qu'une régression vis à vis de la conductivité n'apporte pratiquement rien de plus qu'une simple estimation par une valeur moyenne. A La Briche, l'utilisation des données locales améliore très significativement la prévision pour les EC, ce qui confirme l'observation de différence notables entre Clichy et La Briche (figure 14), à avoir que les EC à La Briche sont dans l'ensemble nettement moins élevés qu'à Clichy et Seine-Centre. La régression à la Briche semble dégrader la qualité de l'estimation par rapport à une valeur moyenne, ce qui est un artefact lié à des valeurs de conductivités manquantes, et donc un échantillonnage différent pour les deux modèles.

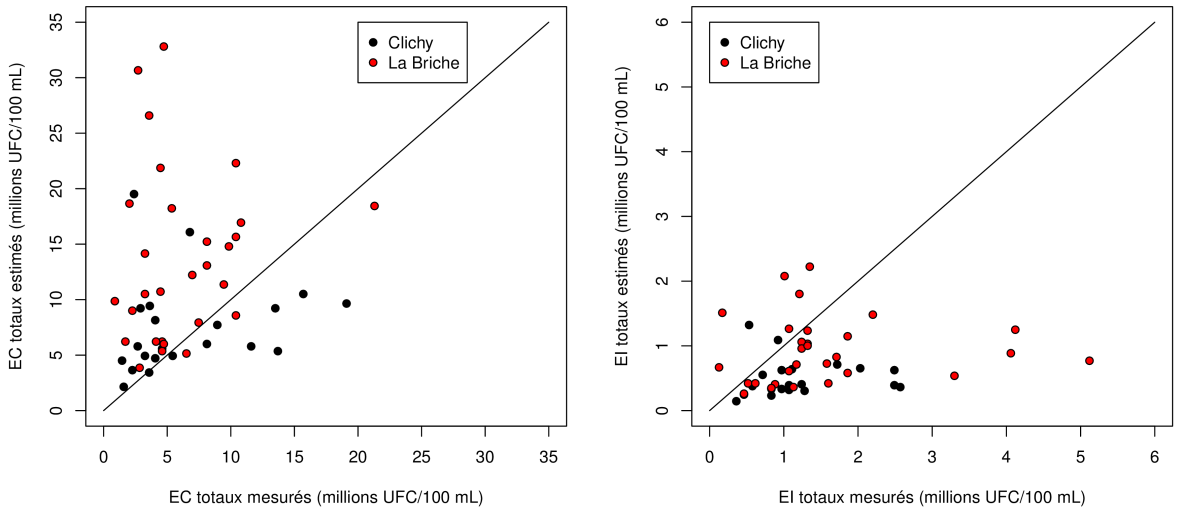


Figure 20 : Estimation des E.Coli (à gauche) et des Entorocoques Intestinaux (à droite) à Clichy et à La Briche en 2008-2009 (échantillons de déversements moyennés par rapport au temps) à partir du modèle de mélange obtenu à partir des concentrations de temps sec à Seine-Centre.

3.2.3.3 Utiliser une estimation stochastique ?

La variabilité des données est élevée. Elle est en partie liée aux données elles-mêmes. Rappelons que l'intervalle de confiance à 95% des données obtenues par NPP est au minimum d'un facteur 2 en valeur inférieure et supérieure, soit ±0.3 en logs décimaux. Cet intervalle est l'erreur théorique liée à la méthode des nombres les plus probables, à laquelle peuvent s'ajouter d'autres erreurs ou biais liés notamment à l'hétérogénéité des échantillons qui contiennent des particules agrégeant les bactéries. Une telle erreur sur les données doit être mise en regard de la qualité des estimations obtenues par les différents modèles (voir figures 16 à 19), où les barres d'erreur de mesure n'ont pas été portées pour laisser les figures lisibles. Elle incite également à proposer une modélisation stochastique de manière à mieux rendre compte de la distribution d'erreur qui accompagne nécessairement les estimations proposées.

Nous nous intéresserons dans cette partie uniquement aux estimations réalisées par temps de pluie à Seine-Centre, car le jeu de données est le plus complet.

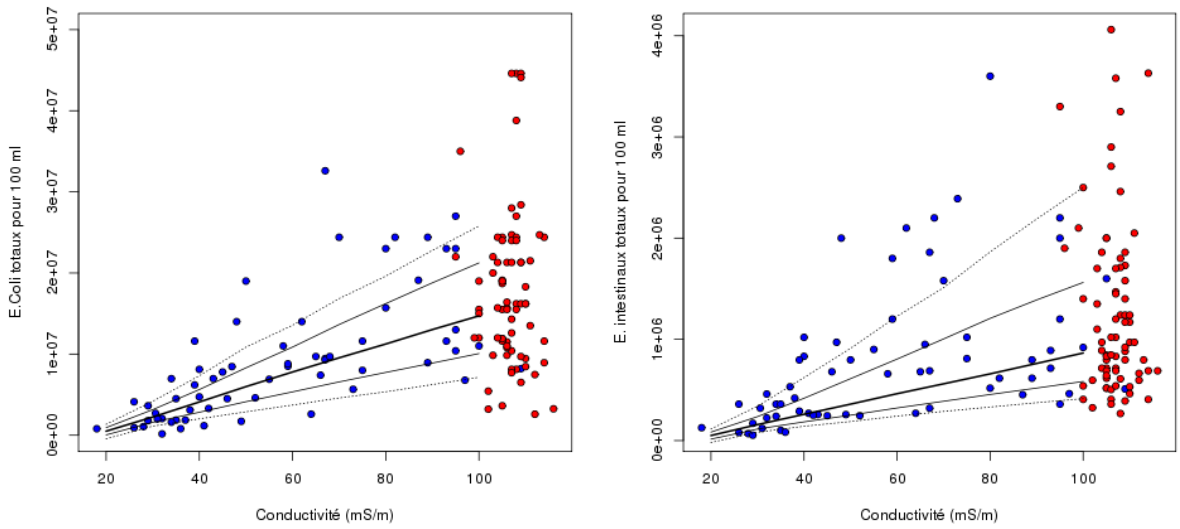


Figure 21 : Comparaison des mesures de temps de pluie (en bleu) à Seine-Centre avec les résultats d'un modèle de mélange procédant par tirage aléatoire dans les deux termes sources, les eaux usées de temps sec (en rouge) et une distribution théorique pour les eaux de ruissellement. Les courbes représentent les quantiles expérimentaux du modèle de mélange (10%, 25%, 50%, 75% et 90%).

La figure 21 présente les résultats d'un modèle de mélange stochastique dans lequel le terme de temps sec à Seine-Centre a été tiré aléatoirement dans les valeurs mesurées et le terme ruissellement a été tiré aléatoirement dans deux lois uniformes, de 15 à 25 mS/m pour la conductivité et de 0 à 10^6/100 mL pour les EC (et 10^5/100 mL pour les EI). Si le modèle stochastique est cohérent avec les données observées, le nombre d'observations situées entre les différentes courbes devrait être compatible avec les quantiles qu'elles représentent (10%, 25%, 50%, 75% et 90%).

Après avoir dénombré les observations tombant dans les classes de quantiles estimées par le modèle, un test du χ^2 montre que l'hypothèse que les distributions observées correspondent au modèle de mélange ne peut pas être exclue (valeurs de p de 0,34 et 0,29 pour les EC et les EI respectivement), même si les nombres de bactéries obtenus pour les quantiles élevés sont trop forts dans les deux cas (ce qui est lié à la présence de quantités parfois importantes de BIF en temps de pluie, déjà mise en évidence au préalable, figure 15 à 18). Nous pouvons conclure que la variabilité des observations autour du modèle de mélange obtenue par les valeurs centrales (valeurs moyenne des eaux usées et des eaux de ruissellement) est en réalité pour l'essentiel déjà contenue dans la variabilité des eaux usées (et la variabilité moindre des eaux de ruissellement). Il est donc aussi pertinent de chercher à expliciter mieux la variabilité de temps sec que de s'intéresser aux processus autre que la dilution à l'œuvre en temps de pluie.

Dès lors que des modalités de simulation suffisamment rapides pourraient être mises en place avec ProSe, il serait sans doute praticable de réaliser des séries de simulations représentant l'aléa de valeurs d'entrées par les déversoirs, avec le modèle simple décrit ci-dessus ou d'autres modèles dans lesquels pourraient être explicitement introduites des lois pour caractériser le temps sec (par exemple la distribution log-normale issue des estimations de nombres les plus probables). Il resterait aussi à spécifier la variabilité intra-événement et la variabilité inter-événement.

3.3 Que faire si les données de conductivité manquent ?

En pratique, les données de conductivité pour chacun des déversements ne sont pas disponibles. Il est possible d'envisager que dans le futur des postes de mesure en continu de la conductivité soient installés au niveau des principaux points de déversements afin de mieux connaître la qualité des eaux déversées sur la base d'une évaluation directe des phénomènes de dilution par les eaux de ruissellement.

Dans l'immédiat, les seules données hydrauliques accessibles sont les volumes déversés pour chacun des événements échantillonnés à Clichy et La Briche (voir figure 22), les conductivités étant connues en moyenne (avec échantillonnage à pas de temps constant qui surestime l'effet des débuts et fins de déversement dont les débits sont moindres). Sur cette figure une variabilité surprenante de la conductivité à

volume déversé constant est visible, notamment pour les volumes déversés les plus élevés à La Briche, alors qu'on pourrait attendre que l'effet de dilution tende à abaisser systématiquement la conductivité pour les plus forts volumes. Ceci témoigne de la complexité des écoulements en réseau, y compris d'effets de type piston qui font que les eaux déversées ne sont pas celles qui sont à la base de la surcharge hydraulique. Il est clair que nous n'avons pas les moyens aujourd'hui de simuler ce type de phénomènes.

Néanmoins, une grande partie des données témoigne d'une tendance explicable à la diminution de la conductivité pour les déversements les plus importants. Nous avons tenté de simuler ces valeurs à partir d'hypothèses très simplificatrices voire arbitraires. Nous avons choisi une conductivité pour les eaux usées de 107 et 150 mS/m à Clichy et la Briche. La première valeur est la moyenne des conductivités de temps sec mesurées à Seine-Centre, la seconde rend compte des valeurs plus élevées de conductivité mesurées à La Briche (voir figures 7 et 22). Pour donner un ordre de grandeur aux volumes mis en jeux, nous avons fait des hypothèses arbitraires : une durée de déversement systématique de 6 heures, un débit transitant de temps sec à Clichy de 6 m^3/s (équivalent CAA + CAB), pouvant passer à 15 m^3/s en cas de déversement (+150%), un débit de temps sec à La Briche de 6 m^3/s pouvant passer à 9,6 m^3/s en cas de déversement (+60%). Pour N-NH_4, la teneur de temps sec à Clichy est de 30 mg/L (moyenne des temps sec à Seine-Centre), et celle de La Briche est posée égale à 45 mg N-NH_4/L. Les paramètres hydrodynamiques sont bien entendus les mêmes pour les calculs fait pour NH_4 et la conductivité.

L'augmentation de débit transitant en réseau pendant les déversements est le paramètre qui définit le plateau atteint en partie gauche (voir figures 22 et 23). Le volume déversé lui-même y est trop faible pour jouer un rôle significatif, seule compte la dilution par augmentation du débit jusqu'au seuil qui déclenche le déversement. La diminution en partie droite est due à la dilution par le volume excédentaire correspondant au déversement.

Cette conceptualisation très simplificatrice constitue la première approche que nous proposons et qu'il faudra affiner dans la suite car sa valeur prédictive demeure très faible. La variabilité observée pourraient être expliquée par des paramètres hydrauliques qui influence la dilution et que nous avons arbitrairement pris comme constants. A ce stade des réflexions, ce travail vise à illustrer une démarche pour évaluer simplement les taux de mélange entre eaux de ruissellement et eaux usées dans les rejets, qui possède des marges de progrès importante. La précision est aujourd'hui limitée comme en témoignent les figures 22 et 23. Mais d'autres facteurs comme l'heure ou la durée du déversement, ou encore la lame d'eau de pluie ayant déclenché l'événement, pourraient probablement améliorer le pouvoir prédictif de modèles de mélange simples dans leurs concepts.

L'approche pourrait être généralisée à l'ensemble du réseau à partir des modèles de comportement hydraulique du système Mages, pour une meilleure appréhension du mélange des eaux dans le réseau en temps de pluie.

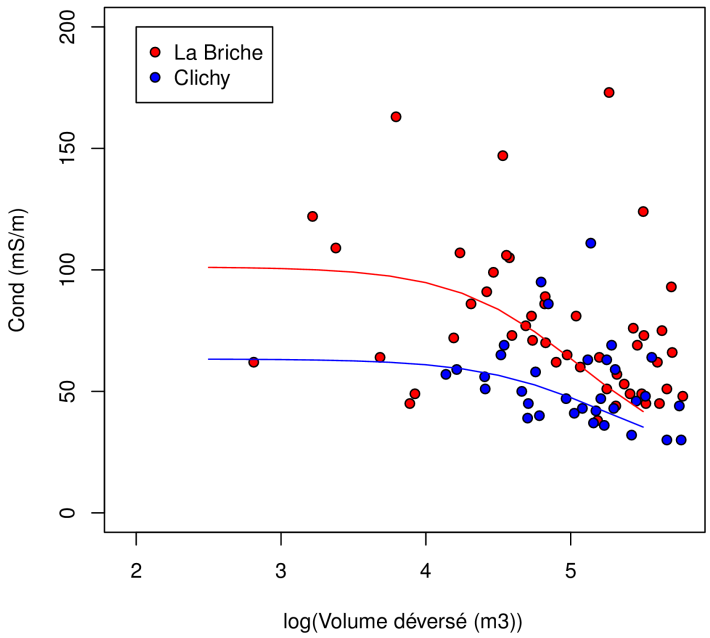


Figure 22 : Évolution de la conductivité mesurée à Clichy et La Briche au cours des déversements enregistrés par le SIAAP en 2008 et 2009. Les courbes représentent le résultat de modèles de mélanges de masses d'eau très simplifiés (voir texte)

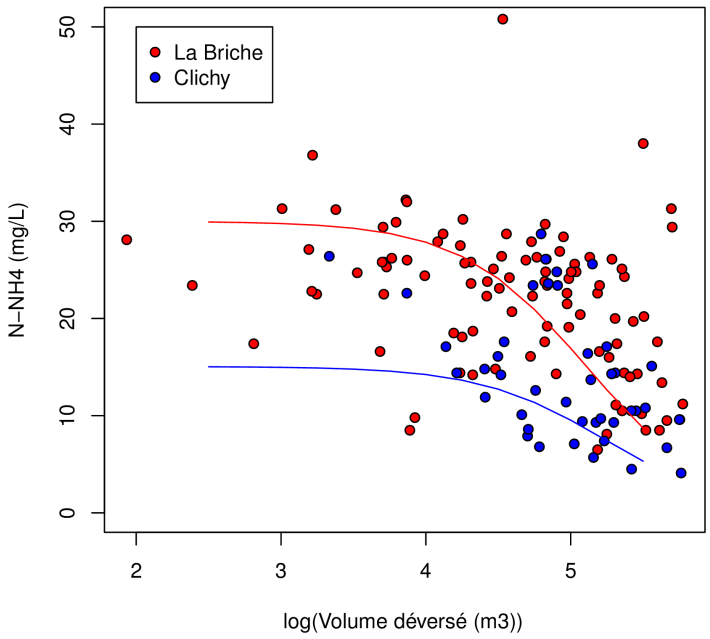


Figure 23 : Évolution de l'ammonium mesuré à Clichy et La Briche au cours des déversements enregistrés par le SIAAP en 2008 et 2009. Les courbes représentent le résultat de modèles de mélanges de masses d'eau très simplifiés (voir texte).

4 Impacts en Seine

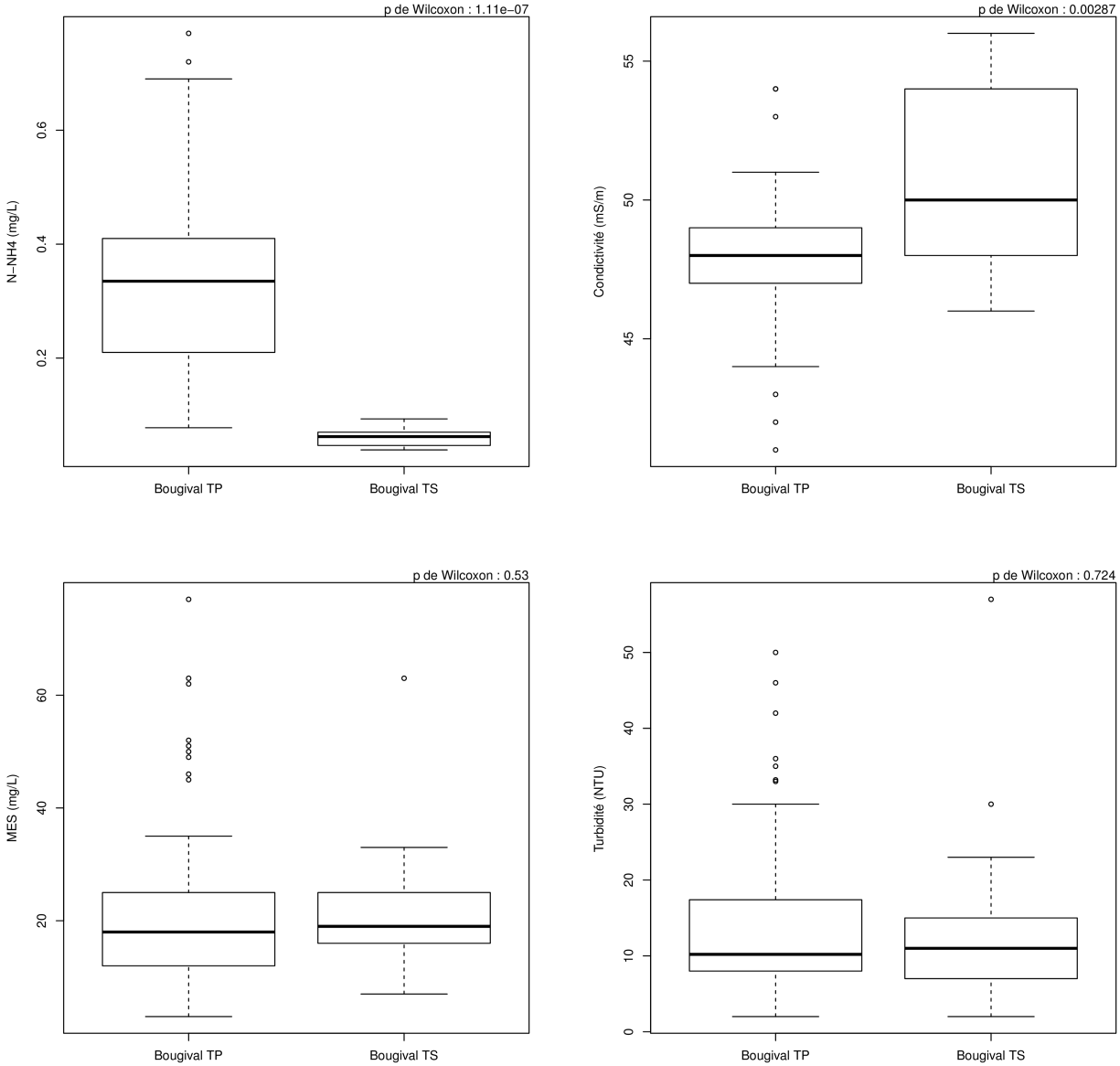
Des séries de données ont été acquises à Bougival, à l'aval des rejets urbains de temps de pluie de Clichy et La Briche, à environ une journée de transit à l'aval des rejets en période d'étiage (voir figure 2). Les

échantillons ont été collectés en s'appuyant sur les données d'oxygène dissous acquises en continu par le réseau ODES, voir paragraphe 2.4.2.

4.1 Les paramètres qui différencient le temps sec du temps de pluie

Toutes les données acquises à Bougival par temps sec et par temps de pluie ont été systématiquement traitées par un graphe boîte à moustaches et un test de Wilcoxon, voir figure 24. Les test et les graphes montrent de très significatives différences pour l'ammonium et la conductivité et pour les deux familles de BIF. Par contre ni les MES, ni la turbidité ne sont différentes par temps sec et par temps de pluie.

Les fortes différences entre les teneurs des rejets (paragraphe 3.2) et les teneurs en Seine par temps sec (figure 24) expliquent les écarts observés en Seine par temps de pluie. Cependant, il n'y a pas de relation entre les écarts entre rejets et teneurs de temps sec en Seine d'une part, et leurs conséquences en Seine en temps de pluie d'autre part. En effet, pour NH_4, on passe d'un rapport rejet/Seine de l'ordre de 60 à un rapport Seine-temps de pluie sur Seine-temps sec de 7 environ. Pour les EC comme les EI., le rapport rejet/Seine est de 10^4, et n'est plus que de 10 entre Seine de temps de pluie et Seine de temps sec. Pour les MES, alors que les écarts sont d'un facteur 10 environ entre les rejets et la Seine, il n'existe plus de différence entre les médianes de temps sec et de temps pluie en Seine. Il est donc clair que des processus différents, qui dépassent un simple effet de mélange, affectent ces paramètres au cours du transit en Seine.



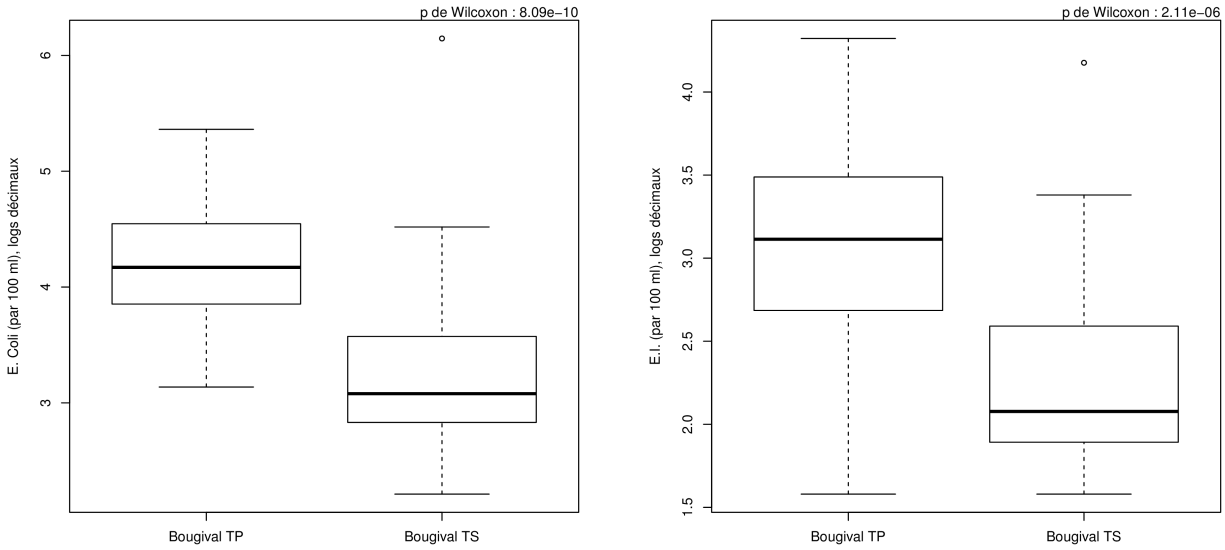


Figure 24 : Comparaison des teneurs de temps sec et de temps de pluie à Bougival pour tous les paramètres mesurés

Une analyse par événement peut également être faite à partir des graphes présentés sur la figure 25. Il apparaît nettement sur cette figure que la distribution des teneurs entre les événements n'est pas aléatoire, certains événements sont des événements à teneur faible, d'autres à teneur forte, quel que soit le paramètre considéré. En d'autres termes, la forte variabilité temps sec/temps de pluie qui apparaissait sur la figure 24 cache de grandes disparités entre événements, certaines situations de temps de pluie en Seine n'étant pas différentes des situations de temps sec. Ces disparités sont confirmées par des analyses ANOVA pour chacun des paramètres qui donnent toutes des probabilités d'égalités des valeurs moyennes entre les différents événements extrêmement faibles, inférieures à 10^{-7}.

Certaines particularités « morphologiques » pour certains paramètres peuvent relevées. Les profils temporels des conductivités en temps de pluie ont en général une forme en cloche renversée, dont une des extrémités peut manquer. Une telle forme était attendue puisque les conductivités des eaux rejetées en temps de pluie, au cœur du déversement, lors des plus forts débits, sont dans la grande majorité des cas inférieures aux conductivités moyennes en Seine. Cependant, la variabilité naturelle en temps sec, liée au fonctionnement hydrologique général du bassin de la Seine, est supérieure aux variations mesurées au cours des différents événements. C'est donc la variation de conductivité au cours d'un événement que nous retiendrons comme indicateur pour le paramètre conductivité.

Lorsque apparaissent des valeurs fortes de MES, et de la turbidité qui lui est fortement corrélée, elles arrivent en début d'événement, et une nette tendance à la diminution au cours de la dizaine d'heures (ou plus) de transit du panache contaminé est toujours observée. Il est possible que les particules issues du rejet continuent de sédimenter au cours de ces dizaines d'heures. Il est possible aussi que les fortes valeurs en début de masse d'eau soit en réalité les reliques d'un phénomène généralisé de resuspension en Seine liées à l'accélération des vitesses à la suite des rejets. Des travaux à mener avec ProSe permettront sans doute de lever ce type d'hypothèse. Quelle que soit celle qu'on retiendra finalement, la valeur maximum des MES ou de la turbidité est le meilleur indicateur pour caractériser l'impact observé en Seine. Pour les autres paramètres (NH_4, EC, EI) une tendance à l'augmentation apparaît au centre du panache et nous retiendrons également le maximum comme indicateur.

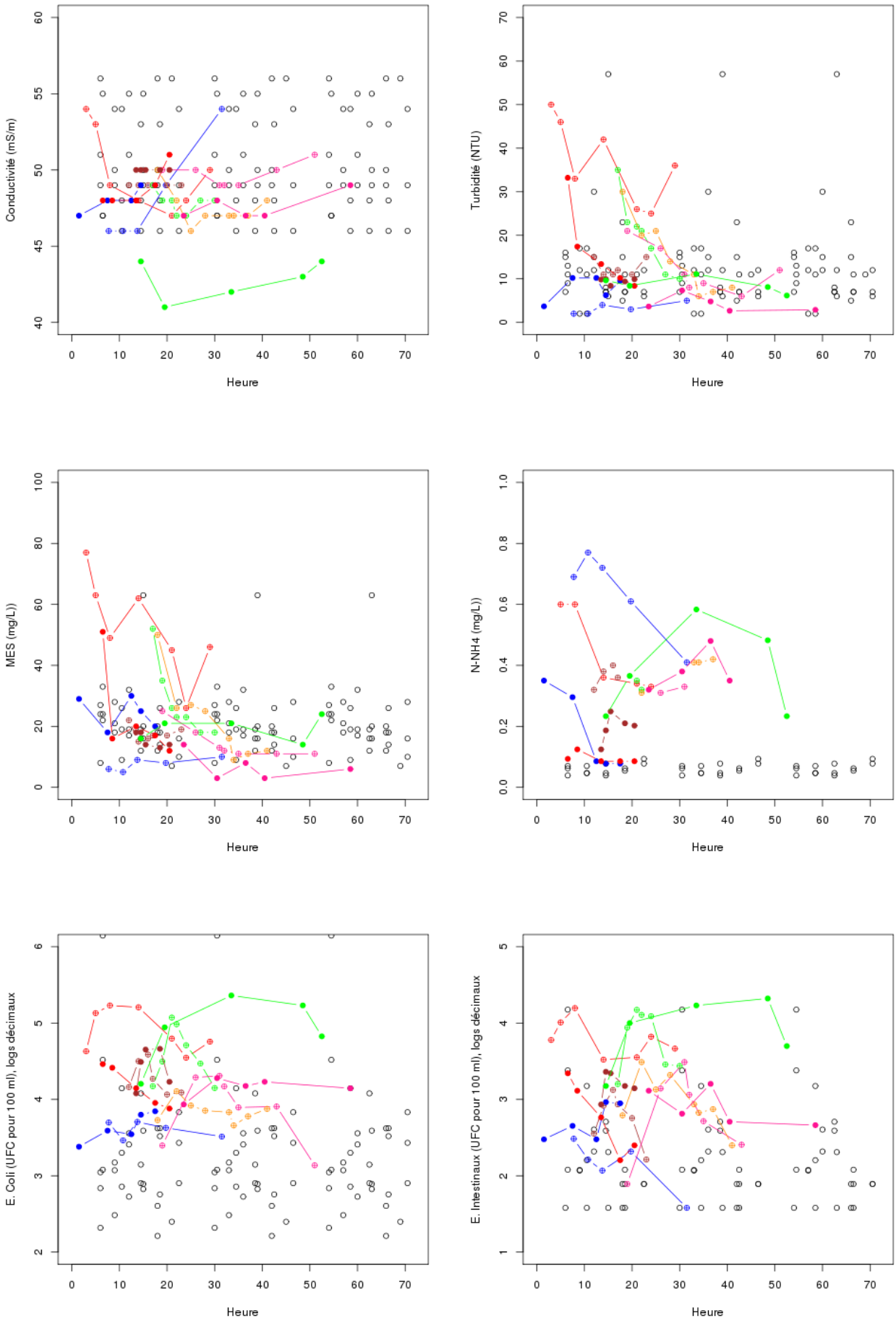

Conductivité (mS/m)
Heure
Turbidité (NTU)
Heure
MES (mg/L))
Heure
N-NH4 (mg/L))
Heure
E. Coli (UFC pour 100 ml), logs décimaux
Heure
E. Intestinaux (UFC pour 100 ml), logs décimaux
Heure

Figure 25 : Teneurs de temps sec (en noir) et de temps de pluie à Bougival (en couleur). La légende des événements de temps de pluie est celle du tableau 2. Pour représenter des impacts d'événements de temps de pluie ayant duré plus de 48 heures les valeurs de temps sec mesurées sur des périodes de 24 heures ont été reproduites 3 fois pour que les données de temps de pluie puissent toujours apparaître sur un « fond » de valeurs de temps sec.

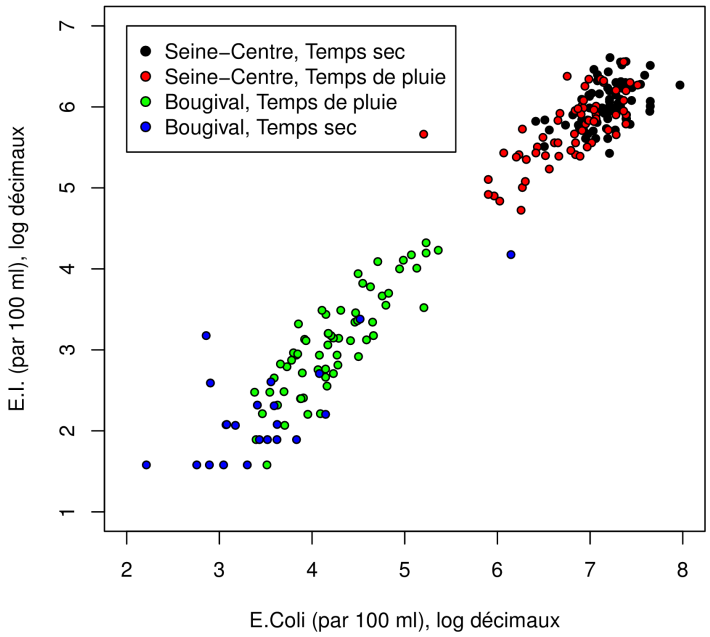


Figure 26: Evolution comparée des dénombrements de EC et de EI. Les points Seine-Centre correspondent à des mesures en réseau, les points Bougival à des mesures en Seine.

Le tableau 6 présente les coefficients de corrélation des indicateurs retenus pour chacun des événements observés en Seine. Des tests statistiques ont été menés pour évaluer s'ils sont significativement différents de zéro. Les différents indicateurs se regroupent par paires de façon très claire, ce qui permet de simplifier la caractérisation des impacts. MES et turbidité sont très corrélés, mais ne le sont pas aux autres indicateurs. EC et EI sont très corrélés et ne le sont pas non plus aux autres indicateurs, NH_4 et conductivité sont corrélés entre eux également, moins nettement, mais presque au seuil de probabilité de 1%, et ne le sont pas aux autres indicateurs.

Tableau 6 : Corrélation, au sens de Pearson, entre les caractéristiques des événements de temps de pluie mesurés en Seine. Dans la partie supérieure droite du tableau, les coefficients de corrélation, dans la partie inférieur gauche les p-values (probabilités que l'hypothèse « coefficient de corrélation nul » soit acceptable)

	$N.NH_4$	MES	Turb	Cond	EC.tot	EI.tot
$N.NH_4$	1.00	$-0.15^{(-)}$	$-0.18^{(-)}$	$0.71^{(*)}$	$0.30^{(-)}$	$0.29^{(-)}$
MES	0.65	1.00	$0,97^{(***)}$	$0.32^{(-)}$	$0.38^{(-)}$	$0.46^{(-)}$
Turb	0.60	$8.0\ 10^{-7}$	1.00	$0.29^{(-)}$	$0.35^{(-)}$	$0.43^{(-)}$
Cond	0.01	0,00	0.38	1.00	$0.16^{(-)}$	$0,19^{(-)}$
EC.tot	0.36	0.25	0.29	0.65	1.00	$0.97^{(***)}$
EI.tot	0,00	0.15	0.18	0.57	$5.4\ 10^{-7}$	1.00

Il peut sembler assez paradoxal que les indicateurs NH_4 et conductivité soient positivement corrélés, ce qui signifie que les épisodes avec les plus fortes décroissances de conductivité sont ceux qui ont les plus forts accroissements de NH_4 ; alors que conductivité et NH_4 sont très nettement positivement corrélés dans les eaux rejetées. Il faut comprendre cela comme un « effet volume ». Les plus forts débordements sont ceux pour lesquels la conductivité des eaux rejetées devient inférieure à celle de la Seine. Le croquis suivant (figure 27) démontre le mécanisme.

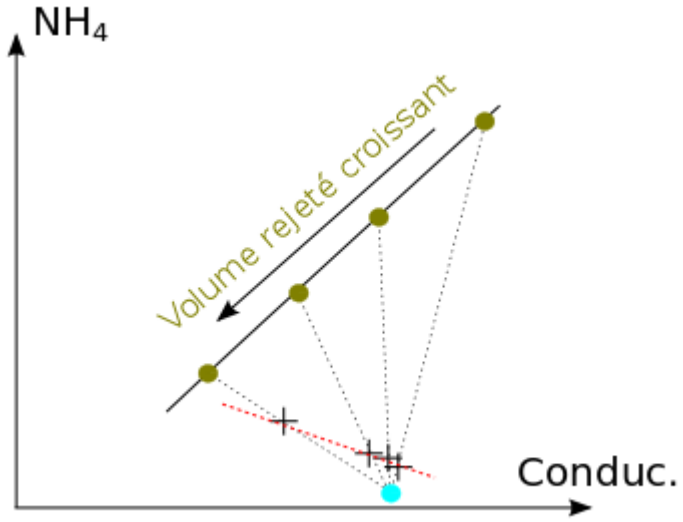


Figure 27 : Les points olive figurent des déversements d'importance croissante, le point bleu figure l'eau de Seine. Les plus forts déversements sont ceux pour lesquels la concentration en ammonium et la conductivité sont les plus faibles. Après le déversement d'un fort volume, la concentration au centre de la tache polluée sera plus proche du point de référence « rejet » sur la droite qui relie l'eau du rejet et l'eau de Seine. Après un faible déversement, elle sera au contraire plus proche de l'eau de Seine. Les points figurant les taches polluées sont représentées par des « + ». La figure illustre qu'au sein de l'ensemble des taches polluées une corrélation négative entre ammonium et conductivité est obtenue alors qu'elle est positive au sein des rejets.

4.2 BIF libres et attachées en Seine

Les deux tableaux suivant (figures 28 et 29) donnent les percentiles de la distribution des bactéries fixées par temps sec et dans les panaches des rejets de temps de pluie. Les observations sont finalement peu différentes de celles qui avaient été faites dans les rejets, avec un pourcentage de bactéries fixées qui dans l'ensemble dépasse 50%, et des pourcentages de fixation plus élevés dans l'ensemble pour les EI que pour les EC. Dans l'ordre du moins contaminé (« temps sec Bougival ») au plus contaminé (« eaux usées »), en passant par « panache de rejet à Bougival » et « rejet de temps de pluie », les médianes de la fraction fixée pour les EC dans ces sous-échantillons sont de 54%, 55%, 64% et 55%. Pour les EI, elles sont de 67%, 73%, 66% et 68% ; aucune tendance n'apparaît. Un graphe mettant en relation les fractions fixées et les quantités de MES groupant toutes les données ne montre aucune relation non plus, la présence d'une quantité plus importante de MES n'est donc pas un facteur favorisant la fixation des bactéries fécales. Un test de Kruskal-Wallis (test non paramétrique permettant de comparer plusieurs distributions) ne permet pas de mettre en évidence de différences entre les distributions des 4 sous-échantillons de EC et de EI respectivement. Par contre le test de Wilcoxon appliqué aux deux distributions des fractions d'EC fixées d'une part et des fractions d'EI fixées d'autre part (tous échantillons confondus) montre une différence très significative entre les deux distributions ($p = 6\ 10^{-5}$). La figure 30 compare les distributions expérimentales de la fraction fixée pour les deux types de bactéries.

	1er quartile (%)	médiane (%)	3ième quartile (%)
EC	30	54	70
EI	57	67	71

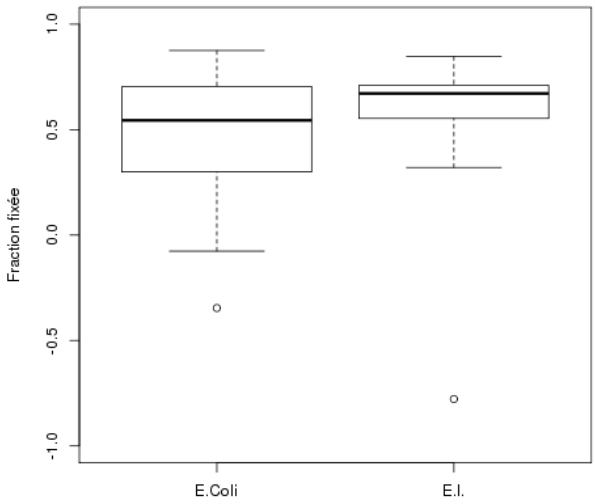


Figure 28 : Quantiles et boites à moustache des fractions fixées (en pourcentage) de temps sec à Bougival.

	1er quartile (%)	médiane (%)	3ième quartile (%)
EC	41	55	66
EI	58	73	81

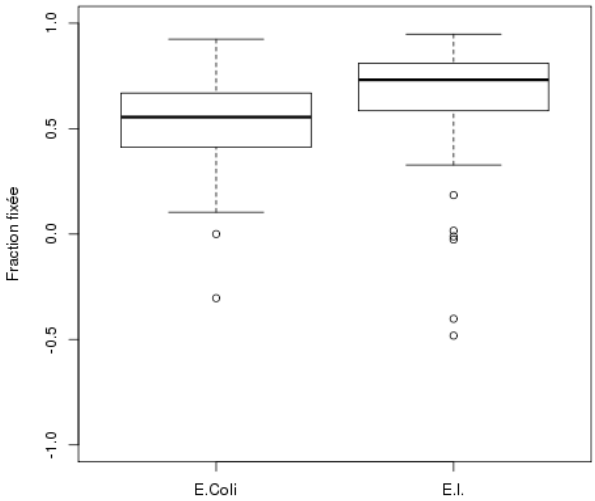


Figure 29 : Quantiles et boite à moustache des fractions fixées (en pourcentage) de temps de pluie -dans le panache des rejets de temps de pluie- à Bougival.

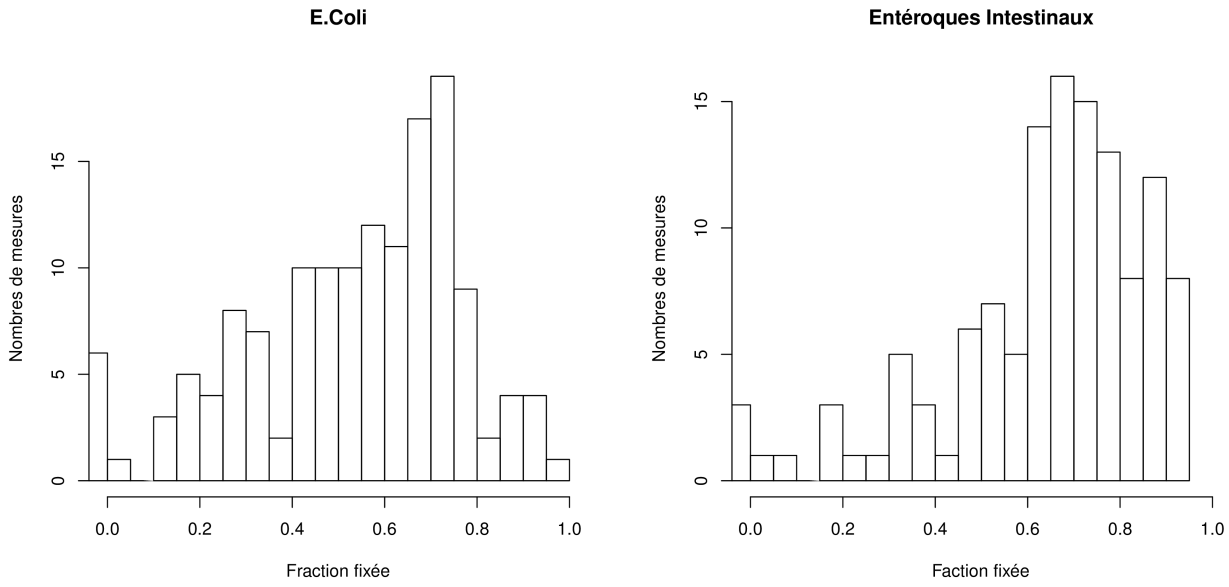


Figure 30 : Distribution des fractions fixées pour les EC et les EI, tous types d'échantillons confondus. L'échelle horizontale du graphe a été centrée sur l'intervalle [0,1], certains dénombrements de bactéries libres ont donné lieu à des valeurs très supérieures aux bactéries totales (et donc une quantité de bactéries fixées fortement négative) et ne figurent pas sur ce graphique. Il s'agit de toute évidence d'un artefact analytique en grande partie explicable par les incertitudes de mesure.

4.3 Les BIF en Seine résultent-elles d'un simple effet de mélange avec les apports de temps de pluie ?

Les considérations précédentes tendent à indiquer que la réponse à la question est non. Mais pour explorer plus avant cette question, nous présentons ci-après (figures 31 à 33) des graphes reliant EC et EI aux teneurs en N-NH_4, considéré ici comme sensiblement conservatif après le déversement. Un graphe similaire pour les MES est ajouté à fins de comparaison. Contrairement à la séquence d'analyse de données menée sur les eaux de réseau de temps sec et de temps de pluie, nous ne pouvons pas utiliser la conductivité comme traceur conservatif pour cette analyse pour différentes raisons :

a) d'une part la conductivité des RUTP fluctue autour des valeurs généralement obtenues en Seine, et donc, à moins de faire une analyse événement par événement -nous n'avons pas les données pour cela-, des résultats statistiquement pertinents ne pourraient pas être obtenus,

b) la fluctuation annuelle des données de conductivité de temps sec en Seine est du même ordre de grandeur que celle qu'on observe en temps de pluie. Il faudrait donc avoir une référence de temps sec en Seine pour chaque événement étudié, et donc en pratique des mesures en continu pour pouvoir exploiter convenablement les données

c) la précision des données de conductivité, si elle est tout à fait suffisante en réseau, ne l'est pas tout à fait en Seine, où les fluctuations sont beaucoup moins importantes

Les figures 31 à 33 montrent comment se positionnent les teneurs en BIF par rapport aux concentrations en NH_4. Pour comparer ces résultats expérimentaux avec ce que donnerait un modèle de mélange, nous avons ajouté sur les graphes deux droites reliant les quantiles 10% et 90% des teneurs par temps sec en Seine (partie gauche des droites) et les quantiles 10% à 90% des teneurs mesurées dans les eaux de temps de pluie à Seine-Centre (extrémité droite des droites, non visible sur les graphes car les teneurs dans les rejets sont très différentes des teneurs en Seine). Empiriquement, à partir de la distribution observée des données de BIF et de NH_4 dans les deux termes source (les eaux de Seine de temps sec et les eaux de réseau de temps de pluie), et par des calculs de type Monte Carlo, nous avons estimé que les pourcentages de points de mélange devant se trouver dans l'enveloppe limitée par les deux droites, et dans la limite de 0 à 5% d'eau de réseau, était de 81.7% et 82.3% respectivement pour les EC et les EI. Les statistiques obtenues en Seine, soit 33% pour les EC et 28% pour les EI, sont très inférieures aux valeurs attendues, ce qui témoigne d'une forte diminution des quantités de BIF au cours de leur transit depuis leur rejet en Seine.

Dans l'ensemble, une diminution des teneurs en BIF dans les eaux de Seine était attendue. Les ordres de grandeur la mortalité des BIF en Seine sont connus (0.045 h^{-1} à 20°C, Servais et al., 2007). Pour des temps de transit de l'ordre de 30 heures, il faut s'attendre à une perte de 75 % des BIF, à laquell s'ajouteraient encore les pertes par sédimentation.

Cependant, l'examen plus précis des données par événement montre de très fortes différences entre événements qui restent encore à expliquer (figures 31 et 32). La comparaison avec la figure 33 montre deux des trois événements pour lesquels les BIF sont particulièrement faibles sont aussi les événements où les teneurs en MES sont les plus faibles, bien que les pertes de MES soient moins marquées que les pertes de BIF. Ces éléments confirment l'existence de processus communs affectant BIF et MES, et de processus de pertes complémentaires spécifiques pour les BIF.

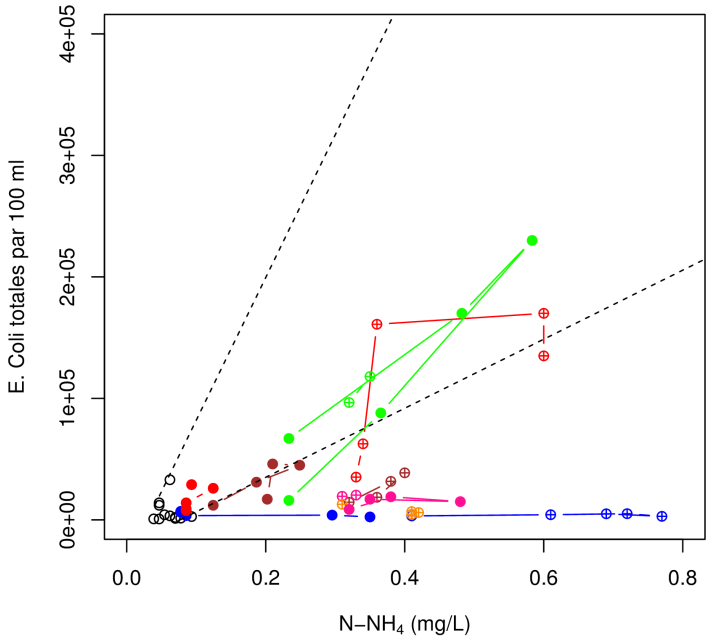


Figure 31 : Comparaison des teneurs en EC et en N-NH_4 en Seine à Bougival. Les deux droites pointillées sont les droites de mélange des quantiles 10% et 90% des eaux des temps sec en Seine d'une part et des eaux de temps de pluie à Seine-Centre d'autre part. Elles représentent une enveloppe des courbes de mélange possibles.

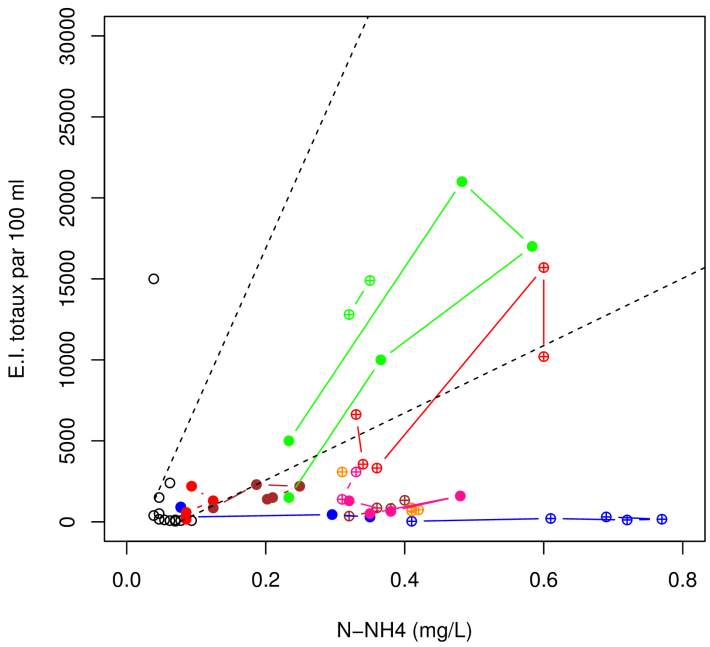


Figure 32 : Comparaison des teneurs en EI et en N-NH_4 en Seine à Bougival. Les deux droites pointillées sont les droites de mélange des quantiles 10% et 90% des eaux des temps sec en Seine d'une part et des eaux de temps de pluie à Seine-Centre d'autre part.

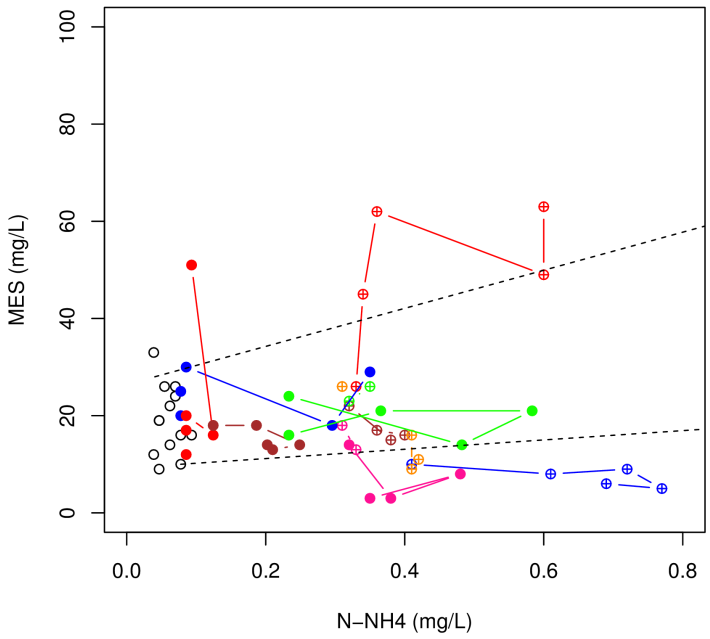


Figure 33 : Comparaison des teneurs en MES et en N-NH_4 en Seine à Bougival. Les deux droites pointillées sont les droites de mélange des quantiles 10% et 90% des eaux des temps sec en Seine d'une part et des eaux de temps de pluie à Seine-Centre d'autre part.

Pour 7 événements sur les 11, les BIF sont toutes en dessous des droites enveloppe. Nous pouvons caractériser les différents événements par le débit en Seine et les volumes déversés. Les débits, mesurés à Austerlitz le jour des mesures à Bougival, ont varié de 88 à 133 m^3/s (tableau 7), ce qui correspond à des

temps de transit de l'ordre de 27 à 32 heures de Clichy à Bougival suivant la courbe principale de l'abaque de la figure 2. Cependant, les temps de transit peuvent très variables d'un événement à l'autre. Pour mémoire, le très fort événement du 15 juillet 2010 a occasionné un déversement total au sein de l'agglomération parisienne de plus de 7 millions de m^3, soit un débit de plus de 85 m^3/s ramené à une journée. Il est clair que dans ces situations complexes, seule une simulation hydraulique complète de la Seine et des déversements peut permettre de comprendre le détail des transits de masses d'eau contaminées. Pour l'heure, les situations de débit de Seine, telles qu'enregistrées à Austerlitz, apparaissent trop peu variables pour expliquer le comportement très différent des BIF.

Tableau 7 : Caractéristiques hydrauliques des événements observés à Bougival. Les volumes déversés ont été estimés à partir des cumuls journaliers déversés la veille de l'événement éventuellement cumulés avec des déversements du jour même ou l'avant-veille le cas échéant. En cas de rejets successifs, il n'est pas possible sans analyse hydraulique approfondie de définir précisément quels ont été les rejets impactants.

Date de l'impact à Bougival	Débit journalier à Austerlitz (m^3/s)	Volume déversé à Clichy (milliers m^3)	Volume déversé à La Briche (milliers m^3)	Volume total déversé (milliers m^3)	BIF déficitaires à Bougival
15/07/10	101	1005	329	7875	oui
16/08/10	133	543	708	4908	~
24/08/10	88	41	63	582	oui
08/09/10	118	39	132	1092	non
15/09/10	113	-	42	563	oui
24/09/10	110	325	151	1526	oui
27/08/11	132	221	176	1629	oui
05/09/11	103	99	126	1513	non
12/09/11	103	-	31	377	oui
18/09/11	100	30	100	918	non
06/11/11	96	235	107	1648	oui

Les volumes rejetés au cours des événements étudiés sont beaucoup plus variables que les débits de Seine (tableau 7), cependant il est difficile de définir ce qui caractérise les événements de type « non déficitaire en BIF », les moins nombreux. Il semble que les volumes déversés à Clichy soient en général faibles (avec des rapports V_{Clichy}/V_{total} inférieurs à 10%), sauf toutefois les deux événements sans déversement à Clichy, et aussi avec peu de déversements pour l'ensemble de l'agglomération. Ces considérations pourraient devenir le début d'une piste à explorer, en mettant en évidence que les cas sans déficit apparent de BIF sont des cas où l'importance du déversement à Clichy est moindre et où il est donc plus difficile de définir le temps de transit des eaux contaminées, et donc l'intensité du développement des processus (typiquement sédimentation et broutage) ayant affecté les BIF. Une analyse hydraulique approfondie et la prise en compte de tous les rejets de l'agglomération simultanément devrait permettre de progresser dans cette analyse.

5 Résumé et conclusions

Les séries de mesures de Bactéries Indicatrices Fécales -BIF- (*Escherichia coli* -EC- et entérocoques intestinaux -EI-) entreprises dans le réseau d'assainissement géré par le SIAAP et en Seine en 2010 et 2011 ont permis de constituer une base de données importante : près de 250 échantillons, auxquels s'ajoutent des échantillons moyens collectés dans les déversements en 2008 et 2009 et quelques points complémentaires. Cette base de données a permis de caractériser les eaux de temps sec et de temps de pluie dans le collecteur CAA (Clichy-Achères branche d'Argenteuil) et en Seine à Bougival.

Nous avons observé une cyclicité journalière notable des teneurs de temps sec dans les eaux usées pour la turbidité, les MES, l'ammonium et les EI, mais pas pour la conductivité ni les EC. En outre, de fortes variations saisonnières ont été observées (entre l'été et l'automne pour ce qui nous concerne) pour l'ammonium et dans une moindre mesure pour les BIF.

En temps de pluie, dans le réseau, le phénomène de dilution par les eaux de ruissellement est le phénomène dominant qui explique l'essentiel de la variation (conjointe) de l'ammonium et de la conductivité. Par contre, il n'explique en rien les évolutions (comparables) des MES et de la turbidité. De fait les MES apportées par le ruissellement et érodées en réseau sont deux sources potentiellement significatives (étant donnés les ordres de grandeur connus). L'existence de ces deux sources potentielles, dont les teneurs en BIF, bien que très mal connues, sont probablement très différentes (MES originaires du réseau ou pas), nous empêchent aujourd'hui d'utiliser efficacement l'indicateur MES ou turbidité comme prédicteur pour l'évaluation des teneurs en BIF de temps de pluie. Par contre, il a pu être prouvé que le phénomène de dilution par les eaux de ruissellement est le phénomène dominant aussi pour les BIF, bien que des sur-concentrations de BIF apparaissent, mais avec une fréquence faible. On peut donc utiliser un indicateur de dilution comme prédicteur des BIF. L'absence de relation avec les MES, alors que les BIF sont majoritairement fixées sur les particules suggère une grande hétérogénéité des particules en réseau, à la fois en termes de composition et en termes de comportement.

La conductivité est donc un indicateur efficace pour qualifier les eaux de temps de pluie en réseau d'assainissement. Elle n'est hélas pas mesurée en continu dans le réseau parisien, et semble très peu utilisée d'une manière générale pour la gestion des eaux usées. Pourtant, il s'agit d'une mesure relativement aisée, a priori peu sensible à l'encrassement. Pour évaluer, par exemple dans un contexte d'auto-surveillance, la qualité des eaux de surverses, il nous semblerait intéressant d'étudier plus avant le potentiel de cet indicateur.

Nous avons proposé une méthode pour évaluer la conductivité, et donc le taux de dilution des eaux usées déversées, uniquement à partir du volume d'eau déversé. Cette méthode reste un pis-aller car la circulation des eaux dans un réseau d'assainissement est extrêmement complexe, et très dépendante à la fois de la variabilité spatiale et temporelle de pluie, mais aussi de la gestion au jour le jour du réseau. Par ailleurs, des effets pistons perturbent l'estimation de la dilution des eaux déversées à partir du volume d'eau de pluie ruisselé et du volume d'eaux usées produit au cours d'un événement. Il serait intéressant, à partir des modèles hydrologiques aujourd'hui utilisés au SIAAP, en parallèle probablement avec le déploiement expérimental de sondes de conductivité, de chercher à modéliser la dilution des eaux par temps de pluie en tout point dans le réseau.

En Seine, au niveau de la station de Bougival, l'impact des rejets de temps de pluie est notable. Les périodes d'impact ont été évaluées à partir des suivis en continu de l'oxygène dissous du réseau ODES. Une forte augmentation des teneurs en ammonium et en BIF est systématiquement observée, alors que les MES et la turbidité sont souvent d'un même ordre de grandeur par temps sec et par temps de pluie (sauf dans certains cas en début d'événement) ce qui s'explique en grande partie par la dilution et la sédimentation des MES. Pour autant, pour la majorité des événements, les teneurs en BIF sont nettement inférieures aux niveaux attendus, ce qui témoigne de l'existence de processus qui les éliminent très nettement de la colonne d'eau au cours de leur transit entre les rejets principaux (Clichy et La Briche) et Bougival. Pour une minorité d'événements, l'existence d'une élimination des BIF ne peut pas être mise en évidence, mais ces cas sont aussi ceux où le volume déversé à Clichy et La Briche est faible en proportion des rejets totaux de l'agglomération, et donc où d'autres points de rejet ont pu perturber notre appréciation des transferts en Seine.

Ces travaux doivent être poursuivis par une approche de modélisation qui intègre l'ensemble des déversements du réseau unitaire de l'agglomération parisienne, même si leur qualité n'est que très mal connue au moins pour deux objectifs principaux :

- mieux connaître le contexte hydraulique en Seine au cours des événements qui ont été suivi, et lever un certain nombre d'incertitudes, si possible par une évaluation directe des taux de dilution de temps de pluie dans les différentes banches du réseau sujettes à surverse ;
- évaluer à l'échelle annuelle l'impact en Seine des RUTP pour ce qui concerne la qualité sanitaire de l'eau.

6 Bibliographie

Characklis W.G., Dilts M.J., Simmons O.D., Likirdopoulos C.A., Krometis L.A., Sobsey M.D. (2005). Microbial partitioning to settleable particles in stormwater. Water Research 39:1773-1782.

Cochran, W.G. (1950). Estimation of bacterial densities by means of the Most Probable Number. Biometrics, 6(2):105-116.

George I., Crop P., Servais P. (2002). Fecal coliform removal in wastewater treatment plants studied by plate count and enzymatic methods. Water Research, 36:2607-2617.

Gromaire-Mertz M.C. (2008). La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire - Caractéristiques et origines. Thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, 506pages + annexes.

Holba M., Plotěný K., Dvořák L., Gómez M., Růžičková I. (2012). Full-scale applications of membrane filtration in municipal wastewater treatment plants. CLEAN - Soil, Air, Water, 40(5):479:486.

Jamwal P., Mittal A., Mouchel J.M (2009). Efficiency evaluation of sewage treatment plants with différent technologies in Delhi (India). Environmental Monitoriung and Assessment, 152:293-305.

Jarvis B., Wilrich C. et Wilrich P.T. (2010). Reconsideration of the derivation of Most Problable Numbers, their standard deviations, confidence bounds and rarity values. Journal of Applied Microbiology, 109:1660-1667.

Llorens E., Matamoros V., Domingo V., Bayona J.M., Garcia J. (2009). Water quality improvement in a full-scale tertiary constructed wetland :effect on conventional and organic contaminants. Science of the Total Environment, 407:2517-2524.

Marti E., Monclus H., Jofre J., Rodriguez-Roda I., Comas J., Balcazar J.L. (2011). Removal of microbial indicators from municipal wastewater by a membrane bioreactor (MBR). Bioresource Technology, 102:5004-5009.

Moulin L., Richard F., Stefania S., Goulet M., Gosselin S., Goncalves A., Rocher V., Paffoni C., Dumètre A. (2010). Contribution of treated wastewater to the microbial quality of Seine river in Paris. Water Research, 44:5222-5231.

Passerat J., Ouattara N.K., Mouchel J.M., Rocher V., Servais P. (2011). Impact of an intense combined sewer overflow event on the microbiological water quality of the Sein river. Water Research, 45:893-903.

Reinoso R., Torres L.A., Becares E. (2008). Efficiency of natural systems for removal of bacteria and pathogenic parasites from wastewater. Science of the Total Environment, 395:80-86.

Servais P., Poulin M., Flipo N., Lesage L., Rocher V., Goncalves A., Masnada S., Lucas F., Mouchel J.M. (2010). Vers un modèle de la contamination fécale en Seine par temps de pluie. Rapports PIREN-Seine, 19 pages.

Servais, P., Billen G., Goncalves A., Garcia-Armisen T. (2007). Modelling microbiological water quality in the Seine river drainage network : past, present and future situations. Hydrology and Earth Science System Sciences, 11:1581-1582.

Wen Q., Tutuka C., Keegan A., Jin B. (2009). Fate of pathogenic microorganisms and indicators in secondary activated sludge wastewater treatment plants. Journal of Environmental Management, 90:1442-1447.

7 Remerciements

Ces travaux ont été menés dans le cadre du programme PIREN-Seine, notamment par Ludivine Lesage et Claire Thérial qui ont piloté les campagnes de terrain et mené la partie microbiologique des analyses, et avec un support considérable de la DRD du SIAAP qui a assuré le suivi technique des campagnes d'échantillonnage et procédé aux autres analyses. Ce travail a également été l'occasion de compiler des données acquises préalablement par le SIAAP, le PIREN-Seine et le programme OPUR.

Annexe :
Ajustements sinusoïdaux des différentes variables étudiées en fonction de l'heure de la journée par temps sec à Colombes.

On a ajusté au moindres carrés une fonction cosinus de fréquence 24 heures ou la somme de une fonction cosinus de fréquence 24 heures et une fonction cosinus de fréquence 12 heures. L'estimation de la variance résiduelle est donnée sous la forme d'un écart-type résiduel. L'estimateur de la variance résiduelle choisi est la somme des carrés des écarts résiduels divisé par n-k ou n est la nombre de mesures et k le nombre de paramètres estimé. La colonne « Réduction de variance » indique de combien la somme des carrés résiduels a été diminuée par l'optimisation. Elle indique également si cette réduction est significative ou pas via le test de Fisher portant sur des rapports de variances, aux seuils de 10 % (*), 1 % (**) ou 0.1 % (***).

Les unités sont les suivantes :
Conductivité : mS/m
Turbidité : unités NTU
MES : mg/L
N-NH4 : mg/L
E.Coli, E. Coli libres, E.I. et E.I. libres : millions de CFU par 100 ml
log de E.Coli, E. Coli libres, E.I. et E.I. Libres : CFU par 100 ml

Ajustement de fonctions sinusoïdales pour l'ensemble des données

	Fonction estimée	Ecart-type résiduel	Réduction de variance
Cond (n=77)	$106.6+1.6\times\cos(\pi/12\times(h+11.3))$	3.69	8% (-)
	$106.6-1.5\times\cos(\pi/12\times(h+23.2))+1.3\times\cos(\pi/6\times(h+4.0))$	3.58	14% (-)
Turb (n=78)	$143.8+33.7\times\cos(\pi/12\times(h+6.2))$	21.9	54% (***)
	$143.8+33.5\times\cos(\pi/12\times(h+6.2))+7.2\times\cos(\pi/6\times(h+21.1))$	21.3	57% (***)
MES (n=78)	$261.8+-51.0\times\cos(\pi/12\times(h+19.9))$	48.3	36% (*)
	$261.8+-51.0\times\cos(\pi/12\times(h+19.9))+14.7\times\cos(\pi/6\times(h+10.6))$	47.2	39% (*)
$N\text{-}NH_4$ (n=78)	$30.1+-2.8\times\cos(\pi/12\times(h+19.7))$	4.11	19% (-)
	$30.1+2.8\times\cos(\pi/12\times(h+7.7))+2.2\times\cos(\pi/6\times(h+23.7))$	3.82	30% (*)

EC.tot (n=76)	$18-7.7\times\cos(\pi/12\times(h+18.2))$	11.7	18% (-)
	$18-7.6\times\cos(\pi/12\times(h+18.2))-1.4\times\cos(\pi/6\times(h+1.1))$	11.6	18% (-)
log(EC.tot) n=76	$7.19+0.18\times\cos(\pi/12\times(h+5.6))$	0.24	22% (-)
	$7.19+0.18\times\cos(\pi/12\times(h+5.6))-0.04\times\cos(\pi/6\times(h+14.8))$	0.24	24% (-)
EC.lib n=28	$7.5+1.6\times\cos(\pi/12\times(h+23.8))$	3.9	5% (-)
	$7.3-1.4\times\cos(\pi/12\times(h+12.9))+1.7\times\cos(\pi/6\times(h+19.7))$	3.7	13% (-)
log(EC.lib) n=28	$6.80+0.21\times\cos(\pi/12\times(h+0.3))$	0.29	15% (-)
	$6.77+-0.20\times\cos(\pi/12\times(h+13.4))+0.19\times\cos(\pi/6\times(h+19.3))$	0.26	31% (-)
EI.tot n=77	$1.2-0.6\times\cos(\pi/12\times(h+20.9))$	0.7	24% (*)
	$1.2-0.6\times\cos(\pi/12\times(h+21.0))+0.2\times\cos(\pi/6\times(h+10.4))$	0.7	26% (*)
log(EI.tot) n=77	$6.01-0.21\times\cos(\pi/12\times(h+20.2))$	0.23	30% (-)
	$6.01+0.21\times\cos(\pi/12\times(h+8.22))-0.05\times\cos(\pi/6\times(h+4.3))$	0.23	31% (-)
EI.lib (n=28)	$0.56+0.20\times\cos(\pi/12\times(h+4.7))$	0.41	11% (-)
	$0.58+0.12*\cos(pi/12*(h+4.4))-0.099*\cos(pi/6*(h+18.3))$	0.41	13% (-)
log(EI.lib) (n=28)	$5.59+0.18\times\cos(\pi/12\times(h+3.6))$	0.34	11% (-)
	$5.59+0.18\times\cos(\pi/12\times(h+3.8))+0.06\times\cos(\pi/6\times(h+20.9))$	0.34	13% (-)

Ajustement de fonctions sinusoïdales pour les données estivales

Cond (n=48)	$107.05-2.34\times\cos(\pi/12\times(h+23.27))$	2.88	26 % (-)
	$107.05-2.30\times\cos(\pi/12*(h+23.21))+0.79*\cos(\pi/6*(h+14.95))$	2.88	29 % (-)
Turb (n=48)	$140.74+33.07\times\cos(\pi/12\times(h+7.29))$	21.8	55 % (**)
	$140.73+33.00\times\cos(\pi/12*(h+7.33))+6.53\times\cos(\pi/6*(h+21.43))$	21.8	57 % (**)
MES (n=48)	$250.38+54.97\times\cos(\pi/12\times(h+8.84))$	44.0	45 % (*)
	$250.34+55.15\times\cos(\pi/12\times(h+8.90))-15.02\times\cos(\pi/6\,timesv(h+15.62)$	43.7	49 % (*)

N-NH4 (n=48)	$27.79+2.59\times\cos(\pi/12\times(h+8.8))$	3.08	27 % (-)
	$27.79-2.59\times\cos(\pi/12\times(h+20.7))-1.72\times\cos(\pi/6\times(h+5.1))$	2.88	39 % (*)
E. Coli (n=46)	$21.2-8.7\times\cos(\pi/12*(h+17.5))$	13.8	17 % (-)
	$21.2-8.7\times\cos(pi/12*(h+17.5))-3.1\times\cos(\pi/6*(h+10.6))$	13.9	20 % (-)
log(E.C.) (n=46)	$7.25-0.16\times\cos(\pi/12\times(h+17.1))$	0.24	20 % (-)
	$7.25+0.16\times\cos(\pi/12*(h+5.1))-0.06\times\cos(\pi/6*(h+10.1))$	0.24	22 % (-)
EC libre (n=18)	$6.63+3.55\times\cos(\pi/12\times(h+2.0))$	3.88	29 % (-)
	$6.22-2.92\times\cos(\pi/12\times(h+10.7))-3.14\times\cos(\pi/6\times(h+1.3))$	3.39	53 % (-)
log(EC.lib) (n=18)	$6.73-0.34\times\cos(\pi/12\times(h+11.2))$	0.32	33 % (-)
	$6.69+0.30\times\cos(\pi/12\times(h+0.2))+0.32\times\cos(\pi/6\times(h+7.1))$	0.23	69 % (*)
E.I. (n=47)	$1.12-0.57\times\cos(\pi/12\times(h+20.6))$	0.64	30 % (-)
	$1.12-0.57\times\cos(\pi/12\times(h+20.6))+0.123\times\cos(\pi/6\times(h+23.1))$	0.65	31 % (-)
log(EI) (n=47)	$5.97+0.23\times\cos(\pi/12\times(h+8.1))$	0.21	38 % (*)
	$5.97+0.23\times\cos(\pi/12\times(h+8.1))+0.04\times\cos(\pi/6\times(h+23.3))$	0.22	38 % (*)
E.I libres (n=18)	$0.41+0.30\times\cos(\pi/12\times(h+1.7))$	0.40	21 % (-)
	$0.42+0.31\times\cos(\pi/12\times(h+1.4))-0.13\times\cos(\pi/6\times(h+19.9))$	0.42	25 % (-)
log(EI.lib) (n=18)	$5.44+0.26\times\cos(\pi/12\times(h+2.0))$	0.32	24 % (-)
	$5.44-0.26\times\cos(\pi/12\times(h+14.2))+0.0\times\cos(\pi/6\times(h+7.5))$	0.34	26 % (-)

Ajustement de fonctions sinusoïdales pour les données automnales

Cond (n=29)	$105.89-0.27\times\cos(\pi/12\times(h+23.4))$	4.83	0 % (-)
	$105.97-0.24\times\cos(\pi/12\times(h+21.2))-2.34\times\cos(\pi/6\times(h+10.6))$	4.69	13 % (-)
Turb (n=30)	$148.0+39.3\times\cos(\pi/12\times(h+4.8))$	19.1	70 % (**)
	$148.0+39.3\times\cos(\pi/12\times(h+4.8))+9.7\times\cos(\pi/6\times(h+8.7))$	18.4	74 % (**)

MES (n=30)	$279.3+50.8\times\cos(\pi/12\times(h+6.5))$	51.1	35 % (-)
	$279.3+50.8\times\cos(\pi/12\times(h+6.469593))+20.3\times\cos(\pi/6\times(h+11.6))$	50.7	41 % (-)
N-NH4 (n=30)	$33.8-3.4\times\cos(\pi/12\times(h+18.8))$	2.7	45 % (*)
	$33.8+3.4\times\cos(\pi/12\times(h+6.8))+3.0\times\cos(\pi/6\times(h+0.1))$	1.6	83 % (***)
E. Coli (n=30)	$14.5+6.5\times\cos(\pi/12\times(h+7.5))$	6.8	34 % (-)
	$14.5-6.5\times\cos(\pi/12\times(h+19.5))+5.0\times\cos(\pi/6\times(h+9.2))$	6.0	53 % (*)
log(E.Coli)	$7.09+0.21\times\cos(\pi/12\times(h+6.1))$	0.22	32 % (-)
	$7.09+0.21\times\cos(\pi/12\times(h+6.1))+0.18\times\cos(\pi/6\times(h+9.3))$	0.19	55 % (*)
E.C. Libres (n=10)	$9.45-3.21\times\cos(\pi/12\times(h+19.4))$	3.09	44 % (-)
	$9.68-2.80\times\cos(\pi/12\times(h+19.6))-1.34\times\cos(\pi/6\times(h+5.6))$	3.45	50 % (-)
log(EC.lib) (n=10)	$6.94-0.19\times\cos(\pi/12\times(h+18.7))$	0.19	43 % (-)
	$6.96+0.16\times\cos(\pi/12\times(h+7.0))+0.09\times\cos(\pi/6\times(h+11.2))$	0.20	52 % (-)
E.I. (n=30)	$1.48-0.62\times\cos(\pi/12\times(h+21.6))$	0.90	21 % (-)
	$1.48-0.62\times\cos(\pi/12\times(h+21.6))-0.30\times\cos(\pi/6\times(h+3.9))$	0.90	26 % (-)
log(EI) (n=30)	$6.09-0.18\times\cos(\pi/12\times(h+20.6))$	0.25	23 % (-)
	$6.09-0.18\times\cos(\pi/12\times(h+20.6))+0.08\times\cos(\pi/6\times(h+9.7))$	0.25	28 % (-)
EI libres (n=10)	$0.87-0.48\times\cos(\pi/12\times(h+21.3))$	0.24	72 % (*)
	$0.90-0.47\times\cos(\pi/12\times(h+21.8))-0.22\times\cos(\pi/6\times(h+16.8))$	0.20	85 % (*)
log(EI.lib) (n=10)	$5.89-0.26\times\cos(\pi/12\times(h+20.8))$	0.17	61 % (-)
	$5.91+0.24\times\cos(\pi/12\times(h+9.3))-0.11\times\cos(\pi/6\times(h+5.2))$	0.17	71 % (-)