



# **Analyse statistique de la qualité bactériologique des rejets d'ANC**

Etude réalisée à partir de la base des données recueillies lors du suivi *in situ* 2011-2016 des dispositifs d'ANC

**Eva FALIPOU** (INRAE, UR REVERSAAL)  
**Catherine BOUTIN** (INRAE, UR REVERSAAL)

INRAE, CENTRE LYON-GRENOBLE-AUVERGNE-RHONE-ALPES

**Juin 2020**

## Remerciements

Cette étude a été réalisée à la demande et grâce au soutien financier de l'agence de l'eau Seine-Normandie. Elle a fait l'objet d'un comité de validation.

Merci aux structures qui ont recueilli et mis à disposition d'INRAE les données.

Anne-Marie POURCHER (INRAE Bretagne-Normandie) a contribué à la relecture critique de ce rapport. Qu'elle en soit remerciée !

## Résumé

Cette étude porte sur l'évaluation de la qualité bactériologique des eaux usées traitées par des installations d'ANC en conditions réelles de fonctionnement. Elle s'appuie sur des résultats recueillis sur les deux paramètres *Escherichia coli* et entérocoques simultanément au suivi *in situ* des installations d'ANC réalisé entre 2011 et 2016 (Boutin *et al.*, 2017).

Le travail réalisé a porté sur un échantillon de données bactériologiques varié (113 mesures pour *E. coli* et 95 pour entérocoques), avec des résultats provenant de 53 installations, âgées en moyenne de 3,2 ans et chargées en moyenne à 58 %, réparties sur 7 départements. Les dispositifs représentés, tous agréés à l'exception du filtre à sable drainé pour lequel on dispose d'un prélèvement seulement, sont au nombre de 18 sur les 33 que comptait l'étude *in situ*. Le nombre de données par dispositifs limite l'interprétation individuelle à 9 dispositifs, tous agréés.

On rappelle que les installations étudiées ne sont le reflet que d'une partie du parc national d'ANC. Une extrapolation des résultats à la totalité du parc national, en l'absence d'une connaissance fine des dispositifs installés dans celui-ci, est totalement impossible.

Les résultats globaux concernant les rejets traduisent une grande variabilité des mesures avec des valeurs allant de 38 UFC/100 mL pour *E. coli* et 60 UFC/100 mL pour les entérocoques à respectivement  $7.10^6$  et  $5.10^5$  UFC/100 mL. Les médianes obtenues s'élèvent à  $2.10^4$  UFC/100 mL pour *E. coli* et  $5.10^3$  UFC/100 mL pour les entérocoques.

Ces valeurs montrent des ordres de grandeur comparables à ceux traditionnellement observés après un traitement par boues activées en assainissement collectif (soit  $10^4$  à  $10^5$  UFC/100 mL pour les coliformes totaux). Sachant qu'une eau résiduaire urbaine classique contient une concentration en coliformes totaux de l'ordre de  $10^9$  UFC/100 mL (Boutin *et al.*, 2009), il est possible, en absence de calcul des abattements, d'affirmer que 80 % des concentrations mesurées (inférieures à  $10^5$  UFC/100 mL) sont largement inférieures à la concentration des eaux à traiter.

En assainissement collectif, ce sont des dispositifs de traitement complémentaire<sup>1</sup> par hygiénisation qui permettent d'assurer la protection requise en zone sensible d'un point de vue sanitaire (baignade, conchyliculture, pêche à pied, captage). En ANC, c'est l'obligation réglementaire de l'infiltration à la parcelle qui limite les contacts avec les eaux traitées et assure la protection des personnes. Cette étude, qui signale le danger sanitaire des rejets des quelques dispositifs agréés étudiés, souligne le bienfondé de la réglementation portant sur la nécessité, sauf démonstration technique à l'appui, de l'évacuation du rejet dans le sol. Il apparaît pourtant que 70 % des installations étudiées rejettent leurs eaux traitées en milieu superficiel. En absence de justification de ce choix et sans étude complémentaire, il n'est pas possible de savoir sur quel(s) levier(s) il serait possible d'agir pour obtenir l'infiltration souhaitée.

L'analyse des données montre une absence de corrélation entre les concentrations des paramètres bactériologiques et les concentrations en matières en suspension. Ce résultat est surprenant et signifie que les bactéries sont principalement présentes sous forme libre dans les eaux. Un lien avec les paramètres azotés a été relevé, interprété comme une corrélation indirecte liée fonctionnement général des dispositifs. On constate que, si une installation fournit une classe de qualité des effluents traités jugée médiocre, alors elle présentera également de mauvais résultats au niveau des paramètres bactériologiques. Une bonne classe de qualité chimique est nécessaire, bien que non suffisante, à l'obtention de bons résultats bactériologiques.

Les deux paramètres *E. coli* et entérocoques réagissent différemment selon les dispositifs de traitement. Ce constat, auquel s'ajoute un effectif de données restreint pour une forte variabilité de résultats, incite à la plus grande prudence vis-à-vis d'une interprétation, hors contexte de cette étude, de la qualité de rejet de chaque dispositif présentée dans le rapport. Les différences de comportement observées pour les deux paramètres seraient également à considérer dans l'hypothèse de l'établissement de seuils réglementaires ou de valeurs repères.

## Mots clés

Assainissement non collectif, indicateurs contamination fécale, impact sanitaire, suivi *in situ*, *Escherichia coli*, entérocoques

---

<sup>1</sup> Ces dispositifs spécifiques exigent, le plus souvent, un entretien régulier et fréquent.

## Sommaire

1. Introduction.....	5
2. Jeu de données.....	5
2.1. Création de la base de données.....	5
2.1.1. Contexte : suivi <i>in situ</i> des installations d'ANC .....	5
2.1.2. Données bactériologiques disponibles .....	6
2.2. Validation des données .....	7
2.2.1. Identification des prélèvements non validés.....	7
2.2.2. Harmonisation des données par rapport aux limites de quantification.....	8
2.3. Caractérisation du jeu de données et représentativité au regard de la base complète .....	9
2.3.1. Nombre de données disponibles .....	9
2.3.2. Caractéristiques physicochimiques des eaux usées traitées .....	15
2.3.3. Entretien des installations.....	16
2.4. Synthèse.....	16
3. Analyse des données .....	16
3.1. Analyse statistique descriptive .....	16
3.2. Analyse de facteurs d'explication d'ordre qualitatif : lien avec la qualité physicochimique... ..	18
3.2.1. Analyse en Composantes Principales .....	18
3.2.2. Résultats.....	19
3.3. Analyse de facteurs d'explication d'ordre technique .....	21
3.3.1. Influence du dispositif .....	21
3.3.2. Cas de la filière zéolithe .....	26
3.3.3. Lien entre qualité bactériologique et qualité chimique .....	27
4. Conclusion.....	29
Sigles & Abréviations.....	30
Bibliographie.....	31
Table des illustrations .....	32

Annexe 1 : Influence des conditions climatiques sur les mesures bactériologiques

Annexe 2 : Description de la représentation statistique « boîte à moustaches »

Annexe 3 : Représentation à l'aide de « boîtes à moustaches » des caractéristiques physicochimiques au sein de la base réduite des données bactériologiques et de la base complète du suivi *in situ*

Annexe 4 : Classement des eaux selon leurs concentrations en germes témoins de contamination fécale

Annexe 5 : Test de Kruskal-Wallis et tests de Wilcoxon

## 1. Introduction

Les eaux usées contiennent des micro-organismes pathogènes tels que des bactéries, virus, ou parasites susceptibles de représenter un danger pour la santé. Bien qu'il n'existe pas dans l'Union Européenne de seuils concernant la qualité microbiologique des rejets de station de traitement des eaux usées, certains indicateurs de contamination peuvent être surveillés, par exemple au niveau de zones sensibles comme celles dédiées à la baignade ou à la conchyliculture.

Afin de détecter une contamination d'origine fécale, les indicateurs généralement utilisés sont les bactéries *Escherichia coli* (*E. coli*) et les entérocoques intestinaux. La bactérie *E. coli* est le principal indicateur d'une contamination fécale. C'est une bactérie commensale dont certains sérotypes peuvent être responsables de maladies graves comme le syndrome hémolytique et urémique (Anses, 2012). La recherche des entérocoques est traditionnellement combinée à celle de *E. coli* dans la mesure où les entérocoques peuvent persister plus longtemps dans l'environnement (Gleeson et Gray, 1997).

Cette étude se concentre sur l'assainissement non collectif (ANC) et vient compléter le suivi *in situ* réalisé entre 2011 et 2016 en France qui portait sur la qualité des rejets d'ANC et certaines contraintes d'entretien dans les conditions réelles de fonctionnement des installations (Boutin et *al.*, 2017). Ce suivi de la qualité des rejets s'était concentré sur l'analyse des caractéristiques physicochimiques des eaux usées traitées, mais dans certains cas, des mesures bactériologiques avaient également été effectuées. L'objectif de cette nouvelle étude est d'exploiter ces données bactériologiques qui n'avaient jusque-là pas été analysées.

## 2. Jeu de données

### 2.1. Création de la base de données

#### 2.1.1. Contexte : suivi *in situ* des installations d'ANC

Cette présente étude s'attache à analyser des données récoltées lors du « suivi *in situ* des installations d'ANC » réalisé par le Groupe National Public (GNP) entre 2011 et 2016. Des visites de sites, avec prélèvements suivis d'analyses chimiques des eaux usées domestiques traitées, avaient permis de créer une base de données caractérisant le fonctionnement des installations d'ANC chez les particuliers.

Il est important de noter que le parc des installations étudiées lors de ce suivi n'est pas représentatif du parc national d'ANC ; une extrapolation serait envisageable sous réserve de connaître précisément l'état technique du parc, ce qui n'est pas le cas.

Les installations suivies appartenaient à trois grandes familles de traitement, les Cultures Fixées sur Support Fin (CFSF), les Cultures Fixées Immergées (CFI) et les Cultures Libres (CL). Chacune de ces familles regroupe elle-même différentes filières, et il existe enfin pour chaque filière plusieurs types de dispositifs. Ces différentes notions sont représentées sur la Figure 1.

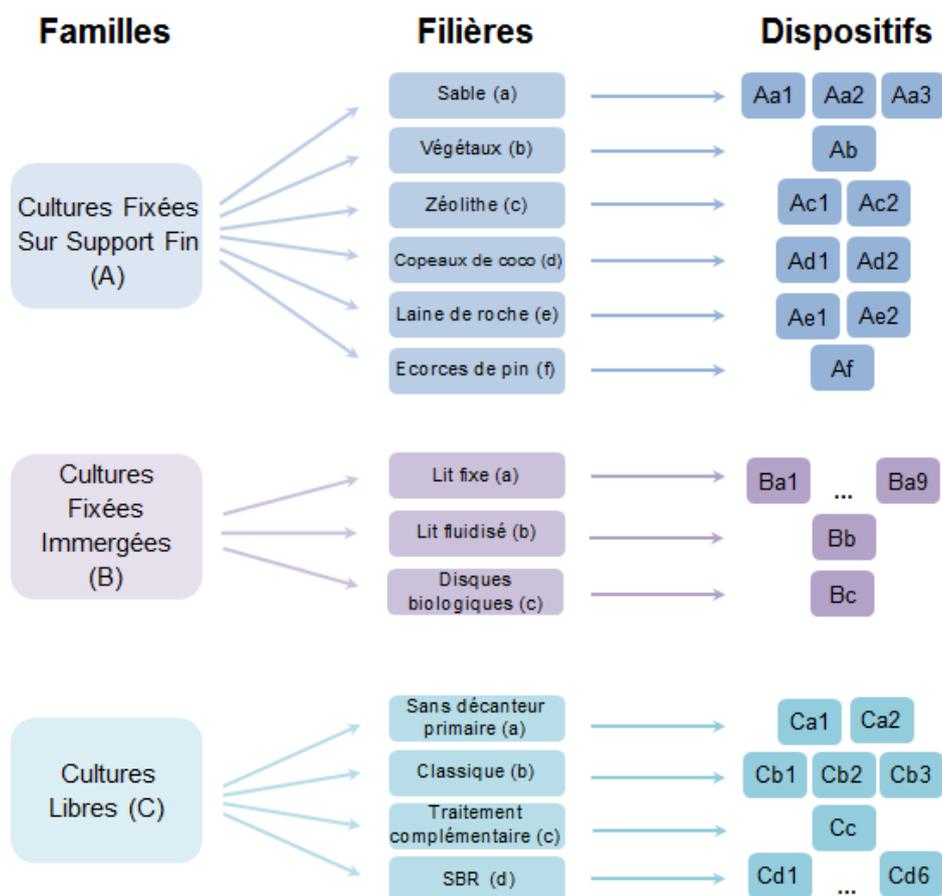


Figure 1 : Représentation schématique des notions de familles, filières et dispositifs

Au cours de l'étude initiale, 246 installations de particuliers réparties dans 22 départements ont été suivies. Au total, 1448 visites ont été réalisées sur ces installations. Lors de ces visites, des échantillons d'eaux usées traitées étaient prélevés, soit sous la forme de prélèvements ponctuels, soit sous la forme de bilans 24 heures. Le nombre de prélèvements réalisés au cours de l'étude s'élevait à 1407.

Les échantillons étaient ensuite analysés en laboratoires avec des mesures portant sur les paramètres suivants :

- MES : Matières En Suspension en mg/L,
- DCO : Demande Chimique en Oxygène en mgO<sub>2</sub>/L,
- DBO<sub>5</sub> : Demande Biologique en Oxygène en 5 jours en mgO<sub>2</sub>/L
- NK : Azote Kjeldhal en mgN/L,
- N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : Azote ammoniacal en mgN/L,
- N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : Azote nitrique en mgN/L.

Une base de données portant sur la qualité physico-chimique du rejet des installations a été réalisée suite à ces analyses.

Dans certains cas, des analyses bactériologiques avaient également été effectuées sur les échantillons. Ces données qui n'avaient pas été analysées lors de l'étude du suivi *in situ* sont l'objet de ce présent rapport.

### 2.1.2. Données bactériologiques disponibles

En lien avec la base de données initiale collectée durant le suivi *in situ* 2011-2016, les données bactériologiques disponibles ont été identifiées.

Au total, 123 prélèvements sur les 1407 réalisés lors du suivi *in situ* ont été identifiés comme ayant servi à réaliser des analyses bactériologiques, soit 8,7 % de la base de données initiale.

Sur ces 123 prélèvements, on dispose de 123 mesures de *E. coli* et 105 mesures d'entérocoques.

Les installations concernées sont situées dans 7 départements (Figure 2) sur les 22 représentés dans l'étude *in situ*.

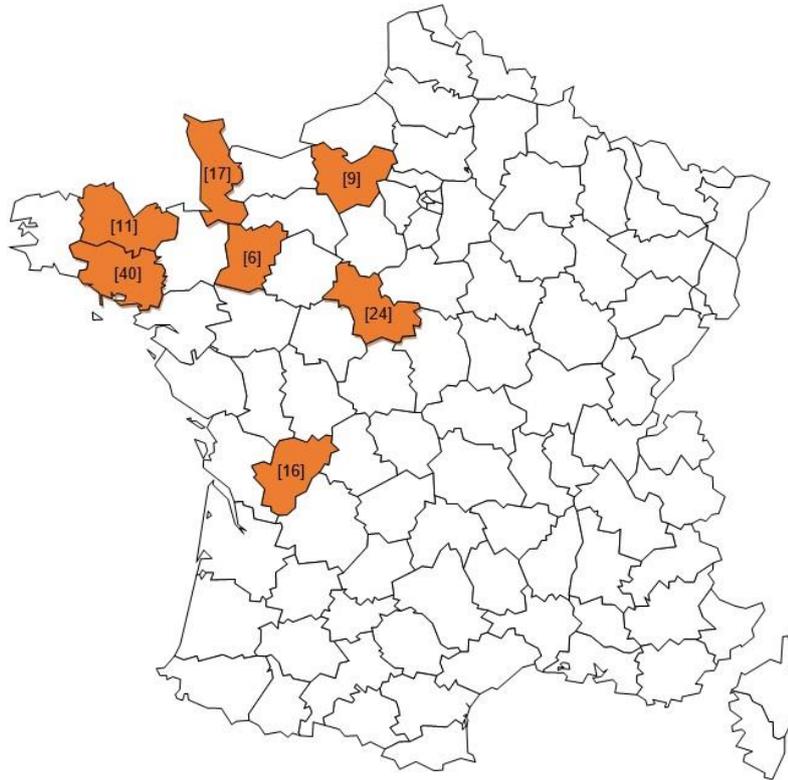


Figure 2 : Répartition géographique des 123 prélèvements réalisés

## 2.2. Validation des données

Le travail de validation des données a permis d'obtenir des précisions sur les méthodes de prélèvement et d'analyse utilisées.

Les laboratoires qui avaient été sollicités pour les analyses au moment du suivi *in situ* ont pu fournir des indications sur les méthodes de mesure. Les analyses bactériologiques ont été réalisées dans tous les départements avec les méthodes dites « microplaques » normalisées NF EN 9308-03 pour *E. coli* et NF EN 7899-1 pour les entérocoques intestinaux. Il a de plus été vérifié que ces méthodes n'avaient pas changé sur toute la période de réalisation des analyses.

Des informations sur les prélèvements ont enfin été obtenues. Dans l'étude *in situ*, les prélèvements sur les installations pouvaient être réalisés sous forme de prélèvements ponctuels ou de bilans 24h (B24h). Concernant les analyses bactériologiques, il a été remarqué, après interrogation des correspondants départementaux du GNP concernés, que même dans le cas de prélèvement de type bilan 24h, les analyses bactériologiques étaient en fait réalisées sur un prélèvement ponctuel séparé. Il existe une seule exception d'un département qui a fourni aux laboratoires pour analyses bactériologiques les mêmes échantillons de B24h que pour les analyses physicochimiques. L'influence du type de prélèvement sur les résultats des analyses bactériologiques sera interprétée par la suite en tenant compte de ces spécificités.

### 2.2.1. Identification des prélèvements non validés

L'étude *in situ* avait suivi un protocole de validation des données éliminant les prélèvements dans le cas des situations suivantes :

- Le non-respect des critères de choix de l'installation (critères qui avaient été définis pour cadrer l'étude *in situ*)
- L'absence de fiche de visite renseignée
- Un problème lors du prélèvement
- Un problème dans la chaîne de mesures analytiques

Ainsi, le jeu de données validé concernait au final 1286 prélèvements.

Le croisement de ces données validées avec les données bactériologiques identifiées a amené à supprimer certaines valeurs correspondant à des prélèvements non validés lors de l'étude initiale.

On obtient ainsi 113 mesures des *E. coli* et 95 mesures des entérocoques validées sur la base des critères retenus lors de l'étude *in situ*. Le nombre de prélèvements non validés s'élève à 10, soit 8 % des données.

La question s'est posée d'écarter ou non certaines mesures présentant des écarts importants entre les concentrations en *E. coli* et en entérocoques. Dans certains cas, on observe en effet des écarts de plus de 2 unités logarithmique entre les deux mesures alors que ces paramètres sont généralement du même ordre de grandeur (Hagendorf et al., 2005 ; Leonard et al., 2016 ; Mayer et al., 2016 ; Russo et al., 2019). Après examen des données, il n'a pas été possible de lier l'écart observé à l'une des deux mesures et de trancher sur la suppression de l'un ou l'autre des deux paramètres. En effet, les données incriminées ne se distinguent pas du jeu de données global, que ce soit au niveau des *E. coli* ou des entérocoques. Une explication a été recherchée du côté des conditions climatiques au moment du prélèvement (dans l'idée d'identifier un potentiel effet de la température), voir annexe 1, ou encore du laboratoire responsable des analyses, mais sans effet identifié. Les méthodes de mesures utilisées sont d'ailleurs les mêmes pour tous les laboratoires. Il a donc finalement été décidé de conserver toutes ces données, faute de raison valable de les considérer comme aberrantes.

Le Tableau 1 résume le nombre de données disponibles, avant et après validation, et compare le nombre de prélèvements ainsi que le nombre d'installations disponibles avec le jeu complet du GNP.

Tableau 1 : Effectif des données bactériologiques disponibles par rapport au jeu complet du GNP

		Données GNP	Jeu de données bactériologiques	
			<i>E. coli</i>	Entérocoques
Avant validation	prélèvements	1407	123	
	installations	246	55	
	données	variable selon les paramètres	123	105
Après validation	prélèvements	1286	113	
	installations	231	53	
	données	variable selon les paramètres	113	95

### 2.2.2. Harmonisation des données par rapport aux limites de quantification

Les limites de quantification (LQ) indiquant le seuil en dessous duquel la grandeur mesurée n'est plus quantifiable diffèrent selon les laboratoires. Afin d'homogénéiser les données, et de la même manière que pour l'étude *in situ*, la LQ la plus haute est retenue pour chaque paramètre et toutes les valeurs inférieures à cette LQ sont alors modifiées et relevées à cette valeur.

On retient ainsi pour les paramètres bactériologiques les LQ suivantes :

- 38 UFC/100 mL pour *E. coli*
- 60 UFC/100 mL pour les entérocoques

Le nombre de données harmonisées par paramètre ainsi que le taux d'harmonisation correspondant sont indiqués dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Nombre de données harmonisées

Paramètre		<i>E. coli</i>	Entérocoques
Nombre de données	Harmonisées à la LQ la plus haute	5	16
	Total	113	95
Taux d'harmonisation en %		4 %	17 %

## 2.3. Caractérisation du jeu de données et représentativité au regard de la base complète

### 2.3.1. Nombre de données disponibles

Le jeu de données peut tout d'abord être décrit par le nombre de données disponibles suivant les différentes variables explicatives le caractérisant, soit :

- Les dispositifs de traitement, classés en filières ou en familles,
- L'âge des installations au moment du prélèvement,
- Leur taux de charge au moment du prélèvement, et
- Le type de prélèvement (prélèvement ponctuel ou bilan 24h).

Les proportions entre les différentes caractéristiques sont comparées à celles décrivant la base complète validée de l'étude *in situ* pour évaluer la représentativité du jeu de données bactériologiques.

### Les dispositifs de traitement, classés en filières ou en familles

Afin de pouvoir étudier l'influence du type de traitement sur les mesures, il est nécessaire de disposer de prélèvements correspondant à une diversité suffisante de dispositifs. Une représentation du nombre de prélèvements disponibles a donc été réalisée en distinguant d'abord les différentes familles de traitement (Figure 3), puis les différentes filières au sein de chaque famille (Figure 4, Figure 5 et Figure 6). Une comparaison est à chaque fois réalisée entre la base de données complète du suivi *in situ* et le jeu limité aux données bactériologiques.

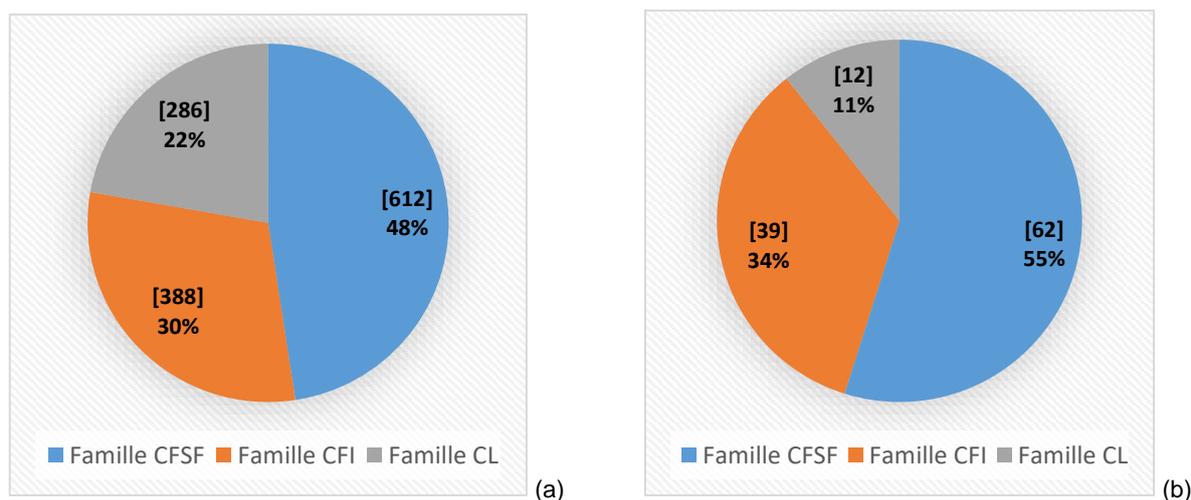


Figure 3 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les familles de traitement pour (a) : la base complète de l'étude *in situ* et (b) : le jeu de données bactériologiques

La Figure 3 montre que les trois familles de traitement sont bien représentées dans les données bactériologiques bien que la proportion de données issues des dispositifs de la famille des Cultures Libres soit réduite (11 % contre 22 %).

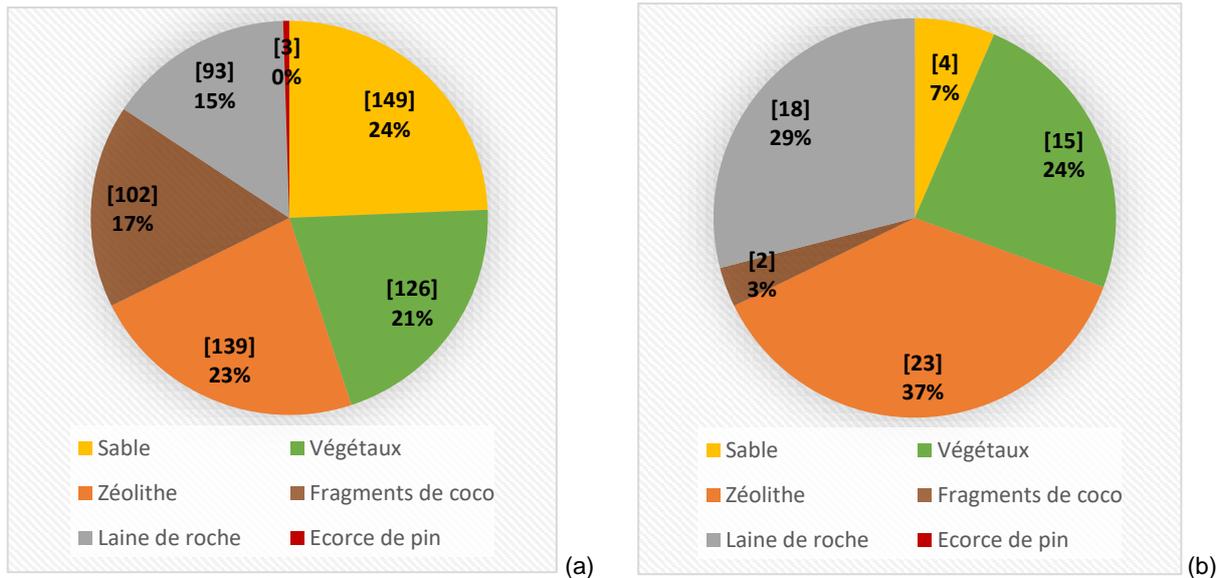


Figure 4 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CFSF pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques

Pour la famille des cultures fixées sur support fin, la Figure 4 décline les proportions par filières listées en légende.

On observe pour le jeu de données bactériologiques une réduction importante en proportion du nombre de données correspondant aux filières « sable » (7 % contre 24 %) et « fragments de coco » (3 % contre 17 %). On remarque également l'absence de données bactériologiques correspondant à la filière « écorce de pin ».

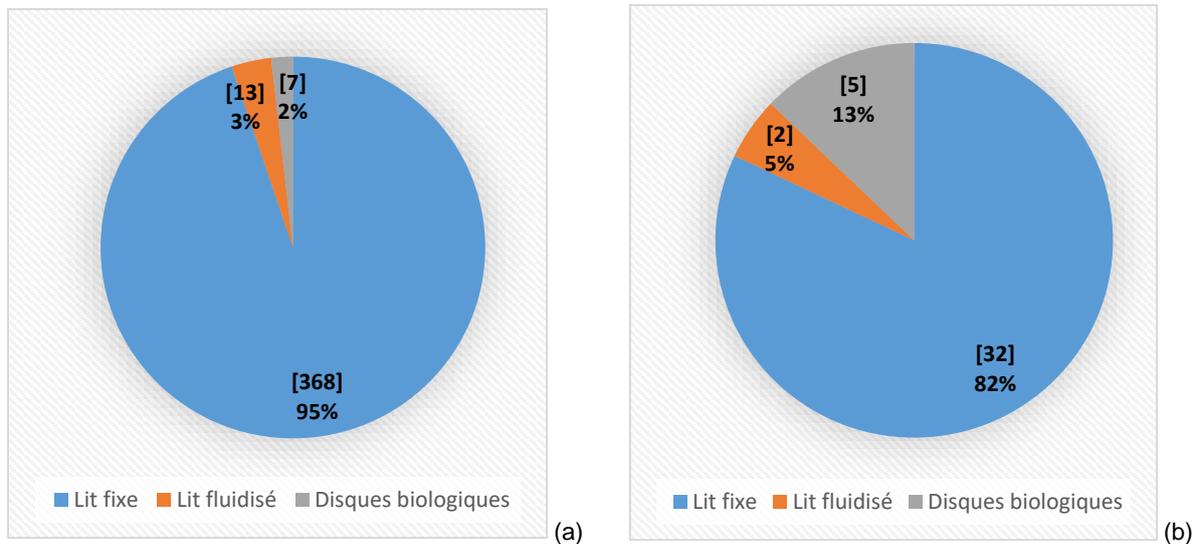


Figure 5 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CFI pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques

Les différentes filières de la famille des Cultures Fixées Immergées sont toutes représentées dans les données bactériologiques (Figure 5). On note cependant le faible nombre de données disponibles pour les filières « lit fluidisé » et « disques biologiques », respectivement 2 et 5 données, qui limitera la portée de l'analyse.

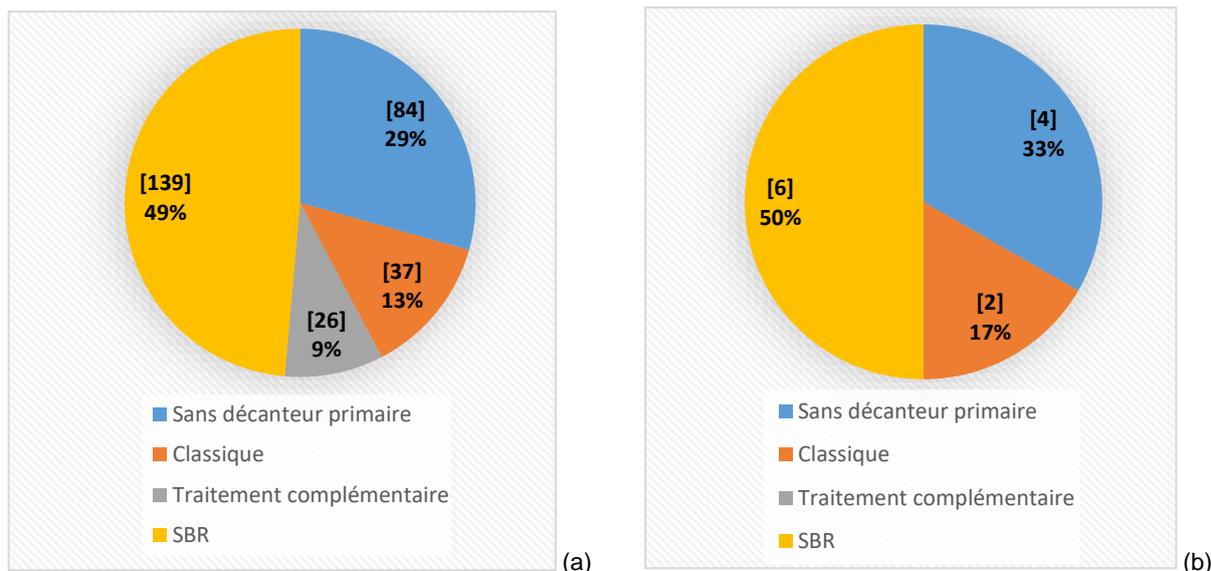


Figure 6 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CL pour (a) : la base complète de l'étude *in situ* et (b) : le jeu de données bactériologiques

La Figure 6 montre des proportions relativement similaires entre les deux jeux de données, mais la famille des Cultures Libres se caractérise par un faible effectif général pour la qualité bactériologique (12 données) ainsi que par l'absence de données pour la filière « traitement complémentaire ».

Concernant enfin les différents types de dispositifs, 18 sur les 33 que comptait l'étude *in situ* sont représentés dans le jeu de données bactériologiques comme le montre le Tableau 3 dans lequel les données absentes sont surlignées en rouge et celles portant sur une seule installation sont grisées. Ainsi, l'analyse détaillée à l'échelle des dispositifs peut être conduite pour 9 d'entre eux :

- Dans la famille des CFSF
  - 1 filtre planté de végétaux
  - 2 filtres à zéolithe
  - 1 filtre à laine de roche
- Dans la famille des CFI
  - 3 cultures fixées immergées par lit fixe
  - 1 disque biologique
- Dans la famille des CL
  - 1 SBR.

Tableau 3 : Nombre de prélèvements disponibles et d'installations représentées par dispositif pour le jeu de données bactériologiques

Familles	Filières	Dispositifs	Nombre de prélèvements	Nombre d'installations
<b>FAMILLE A</b> Cultures Fixées sur Support Fin	Filtre garni de sable (a)	Aa1	1	1
		Aa2	1	1
		Aa3	2	1
	Filtre planté de végétaux (b)	Ab	15	6
	Filtre à zéolithe (c)	Ac1	12	9
		Ac2	11	6
	<b>CFSF</b>	Filtre à fragments de coco (d)	Ad1	2
Ad2			0	0

	Filtre à laine de roche (e)	Ae1	17	5
		Ae2	1	1
	Filtre à écorces de pin (f)	Af	0	0
<b>FAMILLE B</b> <b>Cultures Fixées</b> <b>Immergées</b> <b>CFI</b>	Lit fixe (a)	Ba1	0	0
		Ba2	0	0
		Ba3	0	0
		Ba4	8	5
		Ba5	0	0
		Ba6	18	6
		Ba7	0	0
		Ba8	0	0
		Ba9	6	2
			Lit fluidisé (b)	Bb
	Disques biologiques (c)	Bc	5	2
<b>FAMILLE C</b> <b>Cultures Libres</b> <b>CL</b>	Sans décanteur primaire (a)	Ca1	4	1
		Ca2	0	0
	Filière classique (b)	Cb1	0	0
		Cb2	2	1
		Cb3	0	0
	Traitement complémentaire (c)	Cc	0	0
	SBR (d)	Cd1	5	2
		Cd2	1	1
		Cd3	0	0
		Cd4	0	0
Cd5		0	0	

Sachant que les données bactériologiques disponibles ne représentent que 8,7 % de la base de données initiale de l'étude *in situ*, la diversité des dispositifs représentés apparaît tout à fait satisfaisante, particulièrement au sein de la famille des Cultures Fixées sur Support Fin. Cependant il est à noter que la diversité des situations n'est pas bien représentée puisque, pour la moitié des dispositifs, les données ne proviennent que d'une unique installation (cases grisées dans le tableau) ce qui limite la portée de l'analyse.

La filière traditionnelle Aa1 suivie dans le cadre de l'étude GNP – les filtres à sable – est très peu représentée et ce sont essentiellement les rejets des dispositifs agréés qui sont, de fait, l'objet de cette étude.

Enfin, concernant les cinq dispositifs dont le rejet a été qualifié « d'acceptable » par l'étude *in situ*, on constate une absence ou un nombre insuffisant de données pour le filtre à sable Aa1, le filtre à fragments de coco Ad2 et le lit fixe Ba1 ; l'analyse pourra être conduite uniquement sur le filtre planté de végétaux Ab et le lit fixe Ba9.

## L'âge des installations

Afin de prendre en compte l'ancienneté de l'installation, les données du suivi *in situ* avaient été classées en fonction de l'âge de l'installation au moment du prélèvement selon les catégories suivantes :

- Âge inférieur à 2 ans
- Âge compris entre 2 et 4 ans
- Âge supérieur à 4 ans

Le nombre de prélèvements disponibles pour chacune de ces catégories est représenté sur la Figure 7 en comparant à nouveau le jeu de données restreint contenant les mesures bactériologiques au jeu de données complet de l'étude *in situ*.

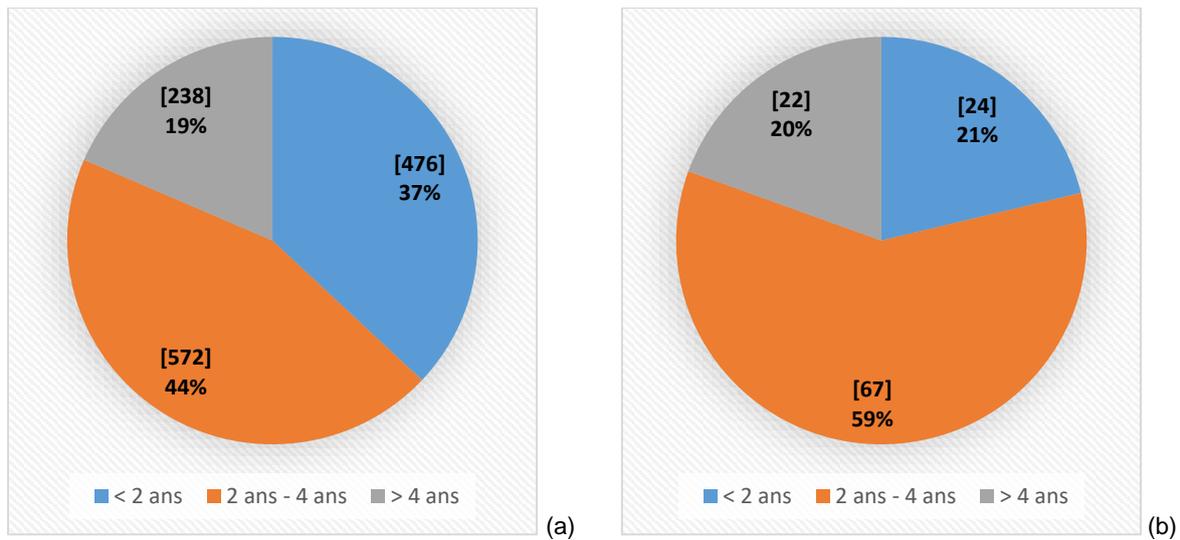


Figure 7 : Répartition du nombre de prélèvements suivant l'âge des installations pour (a) : la base complète de l'étude *in situ* et (b) : le jeu de données bactériologiques

Les trois classes d'âge des installations sont représentées dans le jeu de données restreint, bien que l'on note une diminution en proportion du nombre de prélèvements concernant des installations âgées de moins de deux ans qui se reportent sur les installations d'âge intermédiaire (2-4 ans).

L'âge moyen des installations du jeu de données bactériologiques est de 3 ans et 2 mois contre 2 ans et 8 mois pour la base complète. Le nouveau jeu de données est légèrement plus âgé, de 6 mois supplémentaires.

## Le taux de charge des installations

Le taux de charge de l'installation est un autre paramètre explicatif caractérisant les données. De la même manière que pour l'âge, il avait été défini trois classes de charge différentes :

- Taux de charge inférieur à 30 %
- Taux de charge compris entre 30 et 70 %
- Taux de charge supérieur à 70 %

La Figure 8 représente le nombre de prélèvements disponibles pour chaque catégorie dans les deux jeux de données.

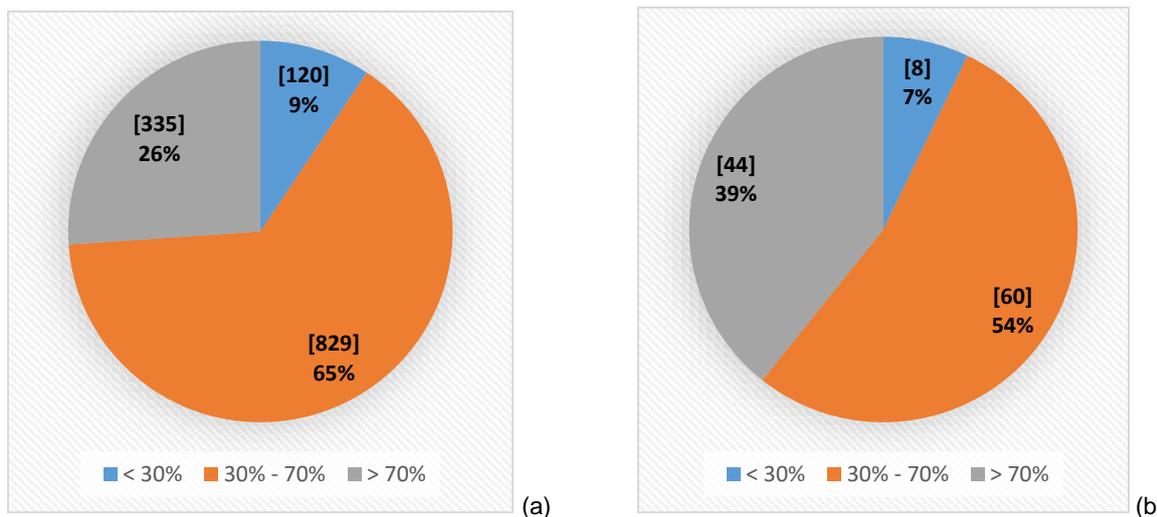


Figure 8 : Répartition du nombre de prélèvements suivant le taux de charge des installations pour (a) : la base complète de l'étude *in situ* et (b) : le jeu de données bactériologiques

On retrouve les trois niveaux de charge dans le jeu de données bactériologiques avec une proportion plus importante d'installations fortement chargées (>70 %) que dans le jeu de données complet (39 % contre 26 %).

Le taux de charge moyen des installations est équivalent pour les deux jeux de données : il est de 58 % pour le jeu de données bactériologiques et de 55 % pour la base complète.

### Le type de prélèvement

Les analyses physicochimiques ont pu être réalisées, soit à partir de prélèvements ponctuels, soit à partir de bilans 24h. La répartition entre ces deux types de prélèvements fournit un dernier élément de comparaison entre la base de données complète du suivi *in situ* et le jeu restreint correspondant aux prélèvements pour lesquels des données bactériologiques sont disponibles. La Figure 9 illustre cette comparaison.

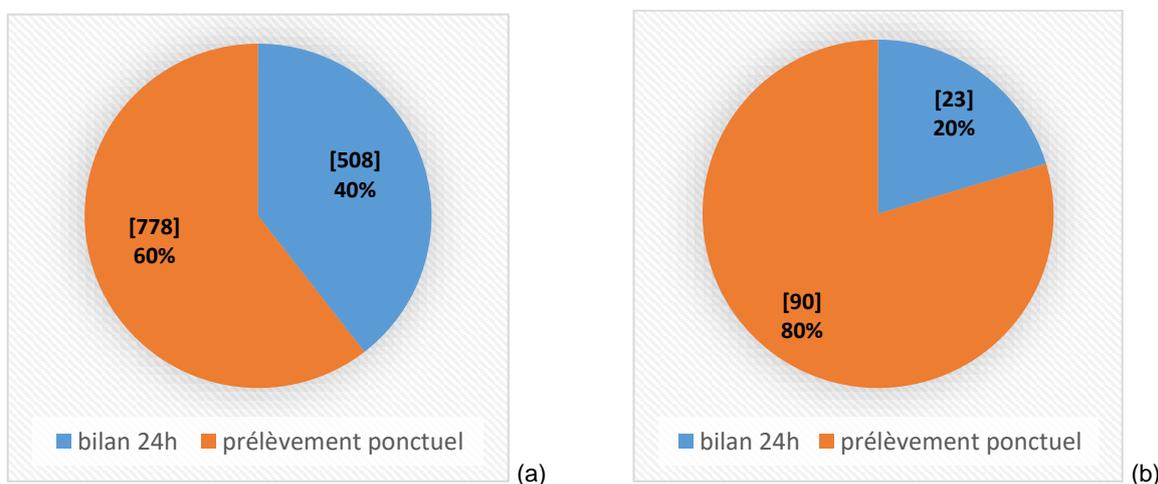


Figure 9 : Répartition du nombre de prélèvements suivant le type de prélèvement utilisé pour les analyses physicochimiques pour (a) : la base complète de l'étude *in situ* et (b) : le jeu de données bactériologiques

Les deux types de prélèvement sont bien représentés dans le jeu restreint des données bactériologiques mais la proportion de bilans 24h (20 %) est bien inférieure à celle correspondant au jeu de données complet.

Il a été précisé plus haut (paragraphe 2.2) que la quasi-totalité des mesures bactériologiques avaient été obtenues grâce à un prélèvement ponctuel. Le Tableau 4 présente le nombre et le type de prélèvement réalisé pour les analyses chimiques et bactériologiques. Pour 96 prélèvements, 90 prélèvements ponctuels et 6 bilans 24h, les analyses chimiques et bactériologiques ont été réalisées sur le même échantillon. En revanche, 17 analyses bactériologiques ont été réalisées sur un échantillon

issu d'un prélèvement ponctuel alors que les analyses chimiques correspondantes avaient été réalisées sur un échantillon issu d'un bilan 24h.

Tableau 4 : Distinction entre le type de prélèvement utilisé pour les analyses physicochimiques et celui utilisé pour les analyses bactériologiques

Nombre de prélèvements	Prélèvement ponctuel	Bilan 24h
<b>Analyses chimiques</b>	90	23
<b>Analyses bactériologiques</b>	90 + 17	6
<b>Prélèvement identique chimie / bactériologie</b>	90	6

### 2.3.2. Caractéristiques physicochimiques des eaux usées traitées

Le jeu de données bactériologiques est également caractérisé par la qualité physicochimique des eaux usées traitées correspondantes. Ces caractéristiques sont comparées à celles de la base complète pour évaluer à nouveau la représentativité du jeu de données bactériologiques (Tableau 5). Des représentations statistiques sous forme de « boîtes à moustaches » (voir annexe 2 pour une description de cette représentation) des différents jeux de données sont également disponibles en annexe 3.

Tableau 5 : Comparaison des caractéristiques physicochimiques au sein de la base réduite des données bactériologiques et de la base complète

	en mg/L	MES	DCO	DBO <sub>5</sub>	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Base complète</b>	<b>Moyenne</b>	60	143	22	23	37
	<b>Médiane</b>	17	83	7	10	30
	<b>Percentile 80</b>	53	162	22	38	66
	<b>Min</b>	2	30	5	1	1
	<b>Max</b>	7230	7740	350	223	199
	<b>Nombre de valeurs</b>	1279	1281	709	1197	1269
<b>Jeu de données bactériologiques</b>	<b>Moyenne</b>	88	155	22	24	23
	<b>Médiane</b>	26	89	11	16	14
	<b>Percentile 80</b>	51	150	30	37	42
	<b>Min</b>	2	30	5	1	1
	<b>Max</b>	4500	3900	350	121	102
	<b>Nombre de valeurs</b>	113	112	87	111	112

En comparant les moyennes et les médianes des deux bases de données pour les différents paramètres, on remarque que celles de la base des données bactériologiques sont supérieures à celles de la base complète pour les paramètres MES, DCO, DBO<sub>5</sub> et N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – bien que les maxima soient différents – et inférieures pour le paramètre N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Les minima sont identiques. On aurait donc en moyenne des concentrations d'effluent traité supérieures dans le jeu de données restreint par rapport à la base complète du suivi *in situ*, à l'exception des nitrates. La comparaison des médianes montre des taux d'augmentation variables selon les paramètres dont les extrêmes sont + 6 % pour la DCO et + 53 % pour les MES.

En complément, les fiches descriptives des dispositifs suivis permettent d'identifier l'exutoire des eaux usées traitées. Sur les 44 installations pour lesquelles l'information est disponible, seules 13 (30 %) utilisent une technique d'infiltration des eaux usées traitées dans le sol comme le prévoit la section 3 de l'arrêté du 7 septembre 2009 modifié fixant les prescriptions techniques applicables aux installations d'assainissement non collectif recevant une charge brute de pollution organique inférieure ou égale à 1,2 kg/j de DBO<sub>5</sub>. La très grande majorité des installations (31 installations, soit 70 %) rejettent les eaux usées traitées directement au fossé, dans une mare, un cours d'eau ou encore dans le réseau d'eaux pluviales. Le questionnaire n'est pas rédigé de sorte à identifier ni les raisons, ni les justifications techniques permettant ces rejets en surface, que la réglementation réserve si « aucune autre solution d'évacuation n'est envisageable ».

### 2.3.3. Entretien des installations

Lors des visites de sites, des données commentées avaient été recueillies par le biais de fiches terrain, fournissant notamment des informations sur l'entretien des installations. Concernant le jeu de données bactériologiques, 17 installations parmi les 53 suivies (soit 32 %) possèdent un contrat d'entretien alors que 36, soit 68 % des installations, n'en possèdent pas.

Le Tableau 6 mentionne comment se répartissent ces contrats dans les 3 grandes familles.

Tableau 6 : Répartition des contrats d'entretien dans les 3 grandes familles de dispositifs

	CFSF		CFI		CL	
	en nombre d'installations	en %	en nombre d'installations	en %	en nombre d'installations	en %
<b>Avec contrat d'entretien</b>	11	35	6	37	0	0
<b>Sans contrat d'entretien</b>	20	65	10	63	6	100

Comparé au jeu de données complet du suivi *in situ* (Boutin, 2018), ce parc bénéficie d'un plus grand nombre de contrat d'entretien (32 % contre 27 %). C'est particulièrement vrai pour la famille des CFSF qui atteint 35 % au lieu de 14 % dans le jeu de données complet. A l'inverse, il est étonnant de constater que les dispositifs de la famille des CL n'ont aucun contrat d'entretien alors que la proportion atteignait 34 % dans le jeu de données complet.

## 2.4. Synthèse

Les 113 prélèvements validés pour lesquels des données bactériologiques sont disponibles concernent 18 dispositifs différents correspondant à 53 installations réparties dans 7 départements.

La filière traditionnelle suivie dans le cadre de l'étude GNP – les filtres à sable – est très peu représentée (1 prélèvement) et ce sont essentiellement les rejets des dispositifs agréés qui sont, de fait, l'objet de cette étude. Neuf dispositifs parmi les 18 sont représentés sur plusieurs installations, les 9 autres correspondant à une unique installation.

Les rejets par infiltration, recommandés par la réglementation, ne représentent que 30 % des situations du parc étudié pour lesquelles l'exutoire des eaux usées traitées est connu, sans connaissance de la justification ayant conduit, dans 70% des cas, au choix d'un rejet en surface.

Les installations sont plus âgées de 6 mois en moyenne que sur le parc total de l'étude *in situ* et d'un taux de charge équivalent en moyenne. À l'exception des nitrates, les concentrations moyennes des différents paramètres physicochimiques sont systématiquement supérieures à celles mesurées sur la base complète du suivi *in situ*.

Un tiers des installations suivies possèdent un contrat d'entretien.

## 3. Analyse des données

### 3.1. Analyse statistique descriptive

Cette partie présente les résultats analytiques obtenus sous forme de statistiques descriptives comme la moyenne et la médiane. Afin de rendre les données plus lisibles et plus facilement comparables, une transformation logarithmique est également effectuée sur les deux paramètres (Tableau 7).

Tableau 7 : Concentrations des paramètres *E. coli* et entérocoques

	<i>E. coli</i>	entérocoques	Log ( <i>E. coli</i> )	Log (entérocoques)
	UFC/100mL		Transformées logarithmiques Log UFC/100mL	
<b>Moyenne</b>	2.10 <sup>5</sup>	4.10 <sup>4</sup>	4,2	3,5
<b>Médiane</b>	2.10 <sup>4</sup>	5.10 <sup>3</sup>	4,3	3,7
<b>Percentile 80</b>	1.10 <sup>5</sup>	4.10 <sup>4</sup>	5,2	4,6
<b>Minimum</b>	38	60	1,6	1,8
<b>Maximum</b>	7.10 <sup>6</sup>	5.10 <sup>5</sup>	6,8	5,7
<b>Nombre de valeurs</b>	113	95	113	95

Des représentations graphiques des distributions complètes sont de plus réalisées sous forme de « boîtes à moustaches » (Figure 10) et s'appliquent aux transformées logarithmiques.

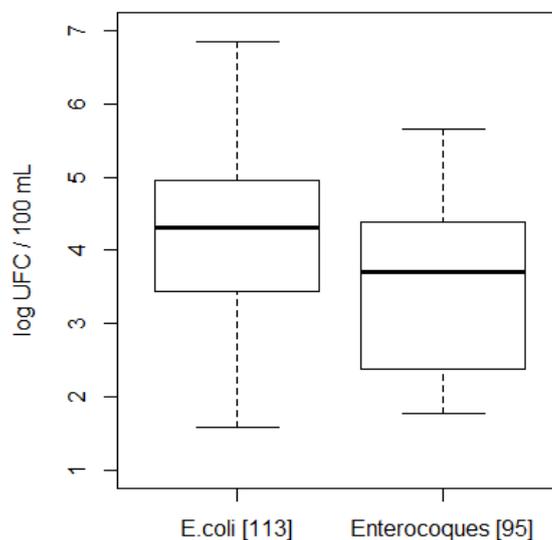


Figure 10 : Distribution des concentrations en *E. coli* et entérocoques (en Log) dans les eaux traitées de l'ensemble des filières

On peut comparer ces données aux chiffres fournis dans l'avis de l'Anses de 2012. L'annexe 4 de cette revue bibliographique et réglementaire indique les niveaux des indicateurs de contamination microbiologique retrouvés dans les eaux usées traitées (Tableau 8).

Tableau 8 : Niveaux des indicateurs de contamination microbiologique retrouvés dans les eaux usées traitées suivant le type de traitement (Anses, 2012)

Log UFC/100mL	ANC		Boues activées	
	<i>E. coli</i>	Entérocoques	<i>E. coli</i>	Entérocoques
<b>Minimum</b>	2,9	2,7	1,8	1,9
<b>Maximum</b>	7,3	5,0	5,7	7,3
<b>Nombre de publications</b>	4	2	6	15

On remarque que les minima obtenus dans le suivi *in situ* sont plus faibles que ceux relevés pour l'ANC dans l'avis de l'Anses, sachant que celui-ci repose sur uniquement quatre publications pour *E. coli* et deux pour les entérocoques, non référencées dans le rapport. Il est également nécessaire de souligner que les concentrations des effluents à traiter ne sont pas disponibles dans le suivi *in situ* ; il est possible

que certaines installations ne reçoivent, en réalité, qu'une faible concentration bactériologique en entrée de traitement, ce qui expliquerait les concentrations basses obtenues en sortie. Les maxima identifiés sont relativement similaires à ceux de la bibliographie, la concentration maximale pour le suivi *in situ* étant légèrement en-dessous de la fourchette donnée par l'avis de l'Anses pour *E. coli* et légèrement au-dessus pour les entérocoques.

Les concentrations bactériologiques des rejets d'ANC obtenues dans cette présente étude montrent de plus des ordres de grandeur comparables à ceux observés après un traitement par boues activées en assainissement collectif. Sachant qu'une eau résiduaire urbaine classique contient une concentration en coliformes totaux de l'ordre de 9 Log UFC/100 mL (Boutin et al., 2009), il est possible, en absence de calcul des abattements, d'affirmer que 80% des concentrations mesurées (5,2 Log UFC/100 mL) sont largement inférieures à la concentration des eaux à traiter.

Toutes précautions prises, on peut retenir que les résultats bactériologiques identifiés avec le suivi *in situ* se situent dans une gamme de concentration semblable à celle des stations d'épuration de l'assainissement collectif, et que les qualités bactériologiques sont soumises à une grande variabilité en général.

Des repères concernant les niveaux requis dans le cas des zones sensibles ou des eaux de baignade sont fournis en annexe 4. Sans surprise, les concentrations identifiées ici (évaluées au 90<sup>e</sup> percentile à 2,4.10<sup>5</sup> UFC/100 mL pour *E. coli* et 1,1.10<sup>5</sup> UFC/100 mL pour entérocoques) sont bien au-delà de ces valeurs seuils. On rappelle qu'il n'a jamais été dans l'objectif de l'assainissement, aussi bien collectif que non collectif, de fournir une qualité « eau de baignade » en sortie d'un traitement classique. Les concentrations obtenues soulignent bien néanmoins le danger sanitaire représenté par les rejets d'eaux usées traitées, du fait de la présence systématique de germes.

En assainissement collectif, ce sont des dispositifs de traitement complémentaire<sup>2</sup> par hygiénisation qui permettent d'assurer la protection requise en zone sensible d'un point de vue sanitaire (baignade, conchyliculture, pêche à pied, captage). En ANC, c'est l'obligation réglementaire de l'infiltration à la parcelle (hors justification technique) qui limite les contacts avec les eaux traitées et assure la protection des personnes. Cette étude, qui signale le danger sanitaire des rejets des quelques dispositifs agréés étudiés, souligne le bienfondé de la réglementation portant sur la nécessité de l'évacuation du rejet dans le sol (sauf démonstration technique à l'appui). Pourtant, 70 % des installations étudiées ayant renseigné l'information rejettent leurs eaux traitées en milieu superficiel. Sans connaissance de la justification des choix de non infiltration, il n'est pas possible de savoir sur quel(s) levier(s) il serait possible d'agir pour obtenir l'infiltration souhaitée d'eaux usées traitées. Il est probable que l'absence de bases techniques de dimensionnement de ces aires en soit l'une des raisons. Une étude complémentaire, identifiant les obstacles à l'infiltration et définissant, entre autres, les bases de dimensionnement des aires d'infiltration d'eaux usées traitées pourrait être pertinente.

## 3.2. Analyse de facteurs d'explication d'ordre qualitatif : lien avec la qualité physicochimique

### 3.2.1. Analyse en Composantes Principales

L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est un outil permettant d'analyser le degré de dépendance de variables dépendantes (Escoffier et Pagès, 2016). Il est ainsi possible de calculer les liaisons entre ces variables et de les représenter par l'intermédiaire d'un « cercle de corrélation ». La longueur des vecteurs représentant les variables au sein de ce cercle permet de visualiser la qualité de leur représentation : plus l'extrémité des vecteurs est proche du cercle, plus la variable est bien représentée. La direction et le sens des vecteurs permet d'analyser les liaisons entre les variables :

- Si les vecteurs ont même direction et même sens, les variables sont corrélées positivement,
- Si les vecteurs ont une même direction mais sont de sens contraire, les variables sont corrélées négativement,
- Enfin, si les vecteurs sont perpendiculaires, les variables sont non corrélées.

La Figure 11 montre le cercle de corrélation des différents paramètres représentant le jeu de données étudié : les concentrations en *E. coli* et entérocoques, les concentrations en MES, DCO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> et NTK, et enfin le taux de charge.

---

<sup>2</sup> Ces dispositifs spécifiques exigent, le plus souvent, un entretien régulier et fréquent.

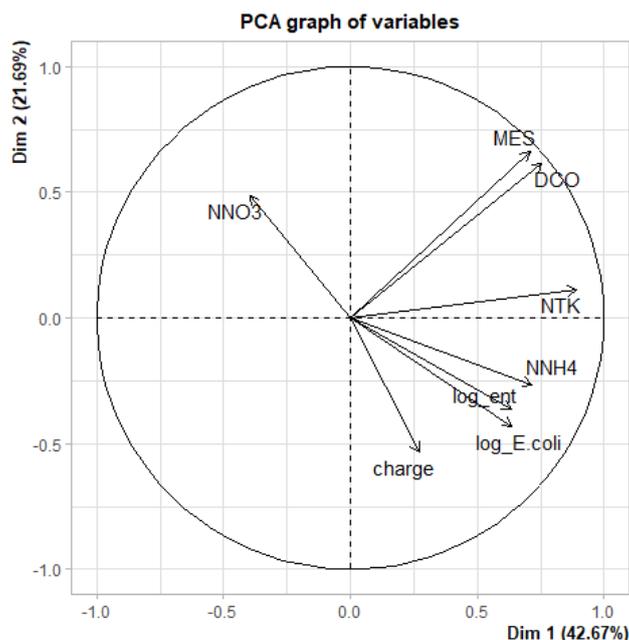


Figure 11 : ACP correspondant aux différents paramètres du jeu de données bactériologiques

Les paramètres les mieux représentés sont les MES et la DCO qui sont, de plus, corrélés positivement. Les autres variables sont plus éloignées du cercle de corrélation et l'analyse de leur représentation est donc à prendre avec davantage de précaution.

L'étude de la disposition des différents vecteurs témoigne d'une corrélation entre *E. coli* et entérocoques, résultat attendu puisque ces deux indicateurs sont tous les deux révélateurs d'une contamination fécale. Les concentrations bactériologiques apparaissent non corrélées aux MES et à la DCO, mais un lien avec les concentrations en azote pourrait se dessiner sur cette figure : une corrélation positive avec  $N-NH_4^+$  et négative avec  $N-NO_3^-$ .

### 3.2.2. Résultats

L'absence de corrélation entre les concentrations bactériologiques et la concentration en MES, identifiée grâce au cercle de corrélation de l'ACP, est confirmée par la représentation graphique des données (Figure 12). Deux points particuliers correspondant à des concentrations en MES très importantes (1700 mg/L et 4500 mg/L) ne sont pas représentés sur ces graphes pour ne pas écraser le reste des données. Ils correspondent respectivement à des mesures en *E. coli* de 4,8 et 6,1 Log UFC/100 mL, et à des mesures en entérocoques de 5,7 et 5,4 Log UFC/100 mL.

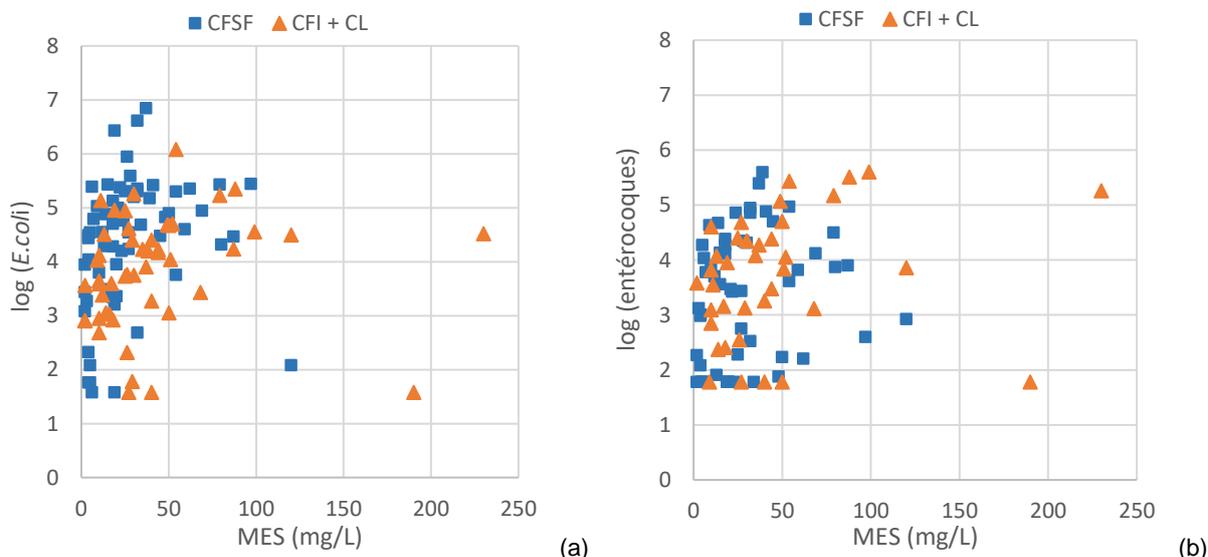


Figure 12 : Représentation logarithmique des concentrations en *E. coli* (a) et entérocoques (b) en fonction de la concentration en MES

Même en distinguant les données en fonction des différentes familles de traitement, aucun lien ne se dessine entre les différents paramètres. Une analyse a été effectuée en séparant les familles de dispositifs par type de boues : boue biologique issue d'un clarificateur pour les familles CFI et CL, ou boue décrochée d'un support pour la famille CFSF. Cette distinction n'apporte aucune tendance de corrélation.

Ce résultat est surprenant, les bactéries ne seraient donc pas liées aux MES. Cette absence de corrélation signifierait ainsi que les bactéries ne sont pas uniquement attachées aux particules présentes dans les eaux traitées, mais sont principalement présentes sous forme libre.

Concernant les concentrations en azote, à priori liées aux données bactériologiques d'après l'ACP, des représentations semi-logarithmiques des données sont tracées pour les *E. coli* (Figure 13) et les entérocoques (Figure 14) en distinguant les filières nitrifiantes et les filières nitrifiantes/dénitrifiantes.

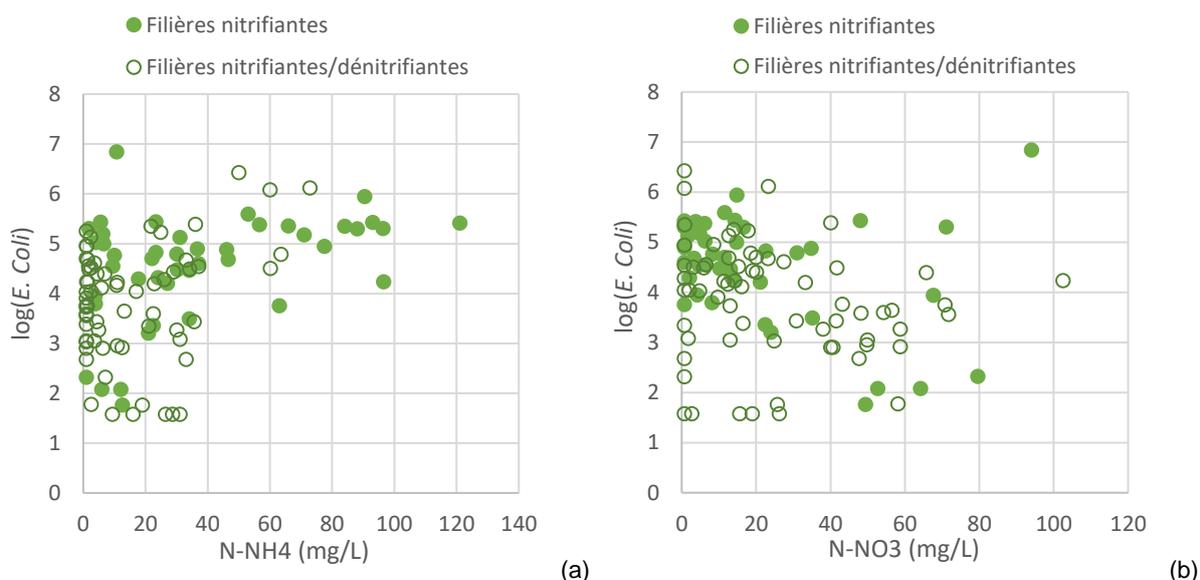


Figure 13 : Représentation semi-logarithmique de la concentration en *E. coli* en fonction des concentrations en  $N-NH_4$  (a) et  $N-NO_3$  (b)

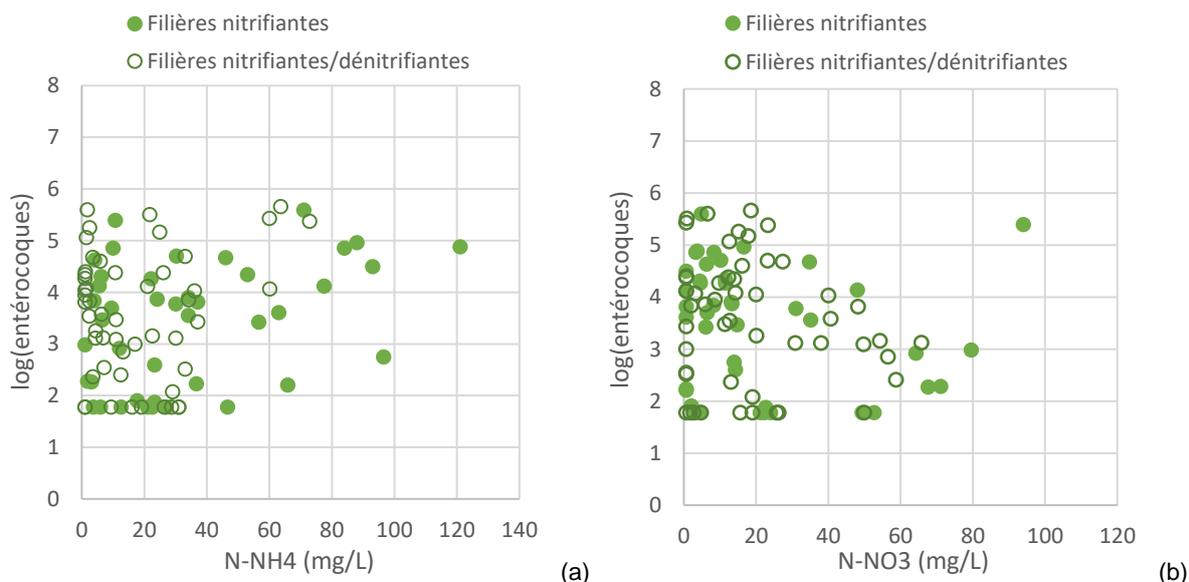


Figure 14 : Représentation semi-logarithmique de la concentration en entérocoques en fonction des concentrations en  $N-NH_4$  (a) et  $N-NO_3$  (b)

Il n'apparaît pas sur ces graphiques de lien clair entre les concentrations bactériologiques et les concentrations en azote malgré les tendances montrées par l'ACP.

Il est toutefois possible de faire quelques constatations :

- Les concentrations en  $N-NH_4^+$  supérieures à 40 mg/L sont associées aux plus fortes concentrations en *E. coli* (Figure 13.a)
- À l'exception de la valeur de  $N-NO_3^-$  de 94 mg/L qui correspond à une forte concentration en entérocoques, l'augmentation des teneurs en  $N-NO_3^-$  (de 20 à 80mg/L) est globalement associée à une diminution des concentrations en entérocoques (Figure 14.b)

Un lien entre les concentrations bactériologiques et les concentrations en azote semble difficilement explicable : les deux indicateurs fécaux sont des bactéries hétérotrophes, capables d'utiliser l'ammonium comme source d'azote. La corrélation identifiée par l'ACP est peut-être en réalité une corrélation indirecte, en lien avec la technologie du dispositif. Le fonctionnement général du système impliquerait ainsi simultanément une concentration en nitrates élevée et une concentration bactériologique faible (ou l'inverse). Cette corrélation indirecte pourrait être liée à des données intrinsèques au dimensionnement des dispositifs : par exemple au temps de séjour dans les ouvrages, ou à un bon réglage de l'extraction des boues du clarificateur. Il n'est pas possible de le démontrer ici, faute de données disponibles sur les temps de séjour ou sur les différents systèmes.

De manière générale, il est difficile de tirer des conclusions rigoureuses puisque les concentrations bactériologiques en entrée de traitement sont manquantes. Il existe en effet une variabilité des concentrations en entrée des systèmes qui pourrait, probablement à elle seule, expliquer une partie de la variabilité en sortie.

### 3.3. Analyse de facteurs d'explication d'ordre technique

#### 3.3.1. Influence du dispositif

Afin d'identifier une possible influence du type de dispositif sur les concentrations bactériologiques des eaux usées traitées, des représentations de type « boîtes à moustaches » sont réalisées pour comparer la distribution des données, d'abord entre les trois grandes familles de traitement, puis entre les dispositifs au sein de chaque famille. Il apparaît que les paramètres *E. coli* et entérocoques observent un comportement différent en fonction du type de traitement ; ils sont donc traités séparément dans la suite de ce paragraphe.

- *E. coli*

#### Comparaison des 3 familles

La représentation Figure 15 permet de remarquer une diminution progressive de la médiane entre les familles CFSF et CFI puis entre CFI et CL. Il y a de plus une grande variabilité au sein de la famille CL.

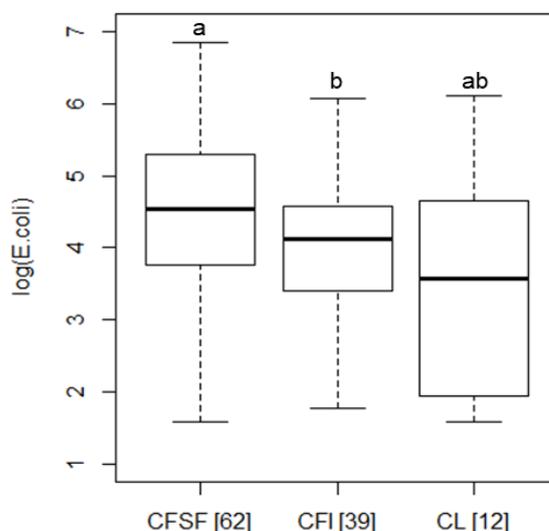


Figure 15 : Comparaison des distributions des concentrations en *E. coli* (Log UFC/100 mL) suivant les trois familles de traitement

Afin de pouvoir différencier statistiquement ou non les familles, une ANOVA non paramétrique (test de Kruskal-Wallis) est réalisée. Le principe de cette méthode est brièvement expliqué dans l'annexe 5. On effectue ensuite des comparaisons multiples à l'aide de tests de Wilcoxon (tests non paramétriques de comparaison des distributions de deux échantillons) afin d'évaluer plus précisément quelles sont les familles qui diffèrent entre elles. Les résultats du test montrent que seules les familles CFSF et CFI sont significativement différentes en fixant un seuil de significativité à 5 %. Les statistiques descriptives correspondantes sont représentées dans le Tableau 9. La significativité des différences entre les échantillons est indiquée par des lettres situées au-dessus des boîtes à moustaches (Figure 15). Par convention, si deux échantillons partagent une même lettre alors ils ne sont pas significativement différents, et au contraire, si deux échantillons ne partagent pas une même lettre alors ils sont significativement différents.

Tableau 9 : Comparaison des concentrations en *E. coli* entre les familles CFSF et CFI

Log ( <i>E. coli</i> ) (Log UFC/100mL)	Famille CFSF	Famille CFI
<b>Moyenne</b>	4,4	4,0
<b>Médiane</b>	4,6	4,1
<b>Minimum</b>	1,6	1,8
<b>Maximum</b>	6,8	6,1
<b>Nombre de valeurs</b>	62	39

La famille des CFI aurait un rejet légèrement amélioré par rapport à celui de la famille des CFSF. Ce résultat montre une simple tendance car les écarts de 0,4 à 0,5 unités Log entre les moyennes et médianes des deux jeux de données sont très modestes. La valeur maximale, obtenue dans la famille des CFSF, explique également la moindre qualité médiane des CFSF.

Les dispositifs sont maintenant comparés entre eux. Seuls les 9 dispositifs représentés par plus d'une installation dans le jeu de données (voir Tableau 3) sont conservés ici afin de réaliser des comparaisons significatives, famille de dispositifs par famille.

### Les dispositifs de la famille des CFSF

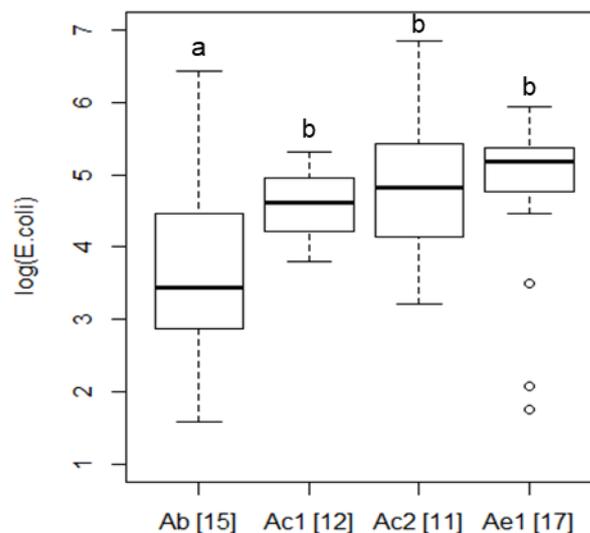


Figure 16 : Comparaison des distributions des concentrations en *E. coli* (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFSF

Au sein de la famille CFSF (Figure 16), on remarque que le dispositif Ab se distingue des trois autres dispositifs retenus par une concentration médiane en *E. coli* bien plus basse (3,4 Log UFC/100 mL contre 4,6 au moins pour les 3 autres) et une variabilité des mesures plus importante. On rappelle qu'il s'agit de filtres plantés de végétaux tandis que les dispositifs Ac1 et Ac2 représentent des filtres à zéolithe, et Ae1 l'un des filtres à laine de roche. Cette différence pourrait s'expliquer par les caractéristiques intrinsèques des dispositifs : les filtres plantés de végétaux sont constitués d'un massif à écoulement vertical suivi d'un massif à écoulement horizontal et cette double filtration pourrait expliquer les meilleurs résultats obtenus sur la bactériologie. Les trois autres types de dispositifs sont quant à eux équipés d'une fosse septique toutes eaux qui pourrait jouer un rôle de tampon et expliquer la moindre variabilité des résultats.

### Les dispositifs de la famille des CFI

Concernant la famille CFI (Figure 17), les statistiques descriptives des trois dispositifs Ba4, Ba6 et B9 sont relativement semblables tandis que celles du dispositif Bc1 montrent une médiane plus faible (3,1 Log UFC/100 mL). On peut expliquer cette différence par le type de filière concernée : les dispositifs Ba4, Ba6 et Ba9 correspondent à un lit fixe tandis que le dispositif Bc1 correspond à des disques biologiques. Seuls les dispositifs Ba6 et Bc1 sont différenciés statistiquement.

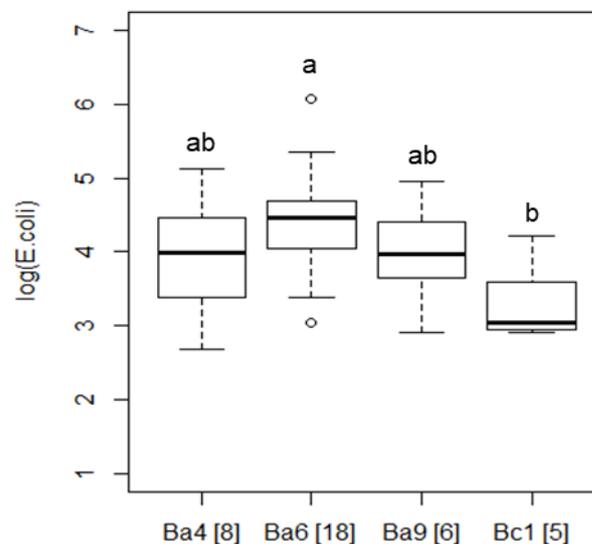


Figure 17 : Comparaison des distributions des concentrations en *E. coli* (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI

### Les dispositifs de la famille des CL

La famille CL (Figure 18) est moins bien représentée dans le jeu de données (12 prélèvements au total) et seul le dispositif Cd1 est représenté par plusieurs installations. Le dispositif Ca1 correspondant à un tiers des mesures disponibles sur la totalité de la famille, il a été décidé de l'inclure dans la comparaison bien qu'issu d'une unique installation.

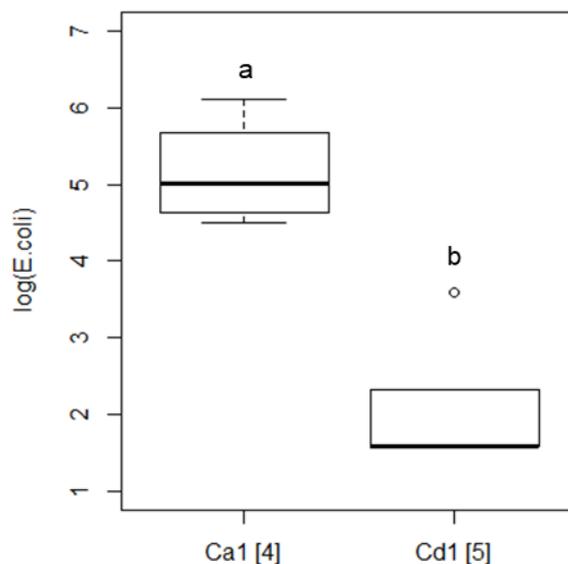


Figure 18 : Comparaison des distributions des concentrations en *E. coli* (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CL

On remarque une grande disparité entre les deux systèmes qui explique la variabilité importante des mesures observée sur la famille CL (Figure 15).

Les fortes concentrations bactériologiques obtenues pour le dispositif Ca1, un système de cultures libres sans décanteur primaire, font écho aux conclusions du rapport du GNP qui avait classé ce dispositif dans la classe de qualité « inacceptable » à la fois pour l'entretien et pour la qualité des eaux traitées. Le dispositif Cd1 appartenant à la filière des SBR présente lui au contraire les plus faibles concentrations bactériologiques de la présente étude.

- Entérocoques

### Comparaison des trois familles

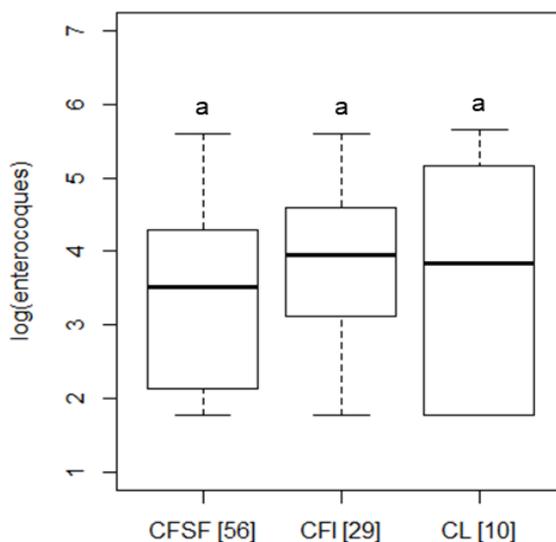


Figure 19 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les trois familles de traitement

Les trois familles présentent des valeurs de concentrations médianes similaires et une variabilité importante pour les entérocoques. La médiane de la famille CFSF est plus basse d'une unité Log par rapport à *E. coli* (3,5 contre 4,5 Log UFC/100 mL). Cette baisse, plus importante que pour les autres familles, est liée aux mesures correspondant à la filière zéolithe qui présente des concentrations faibles en entérocoques par rapport à celles en *E. coli*.

Le test de Kruskal-Wallis ne permet pas cette fois d'identifier de différence significative entre les trois familles.

De la même manière que pour *E. coli*, les 9 dispositifs représentés par plus d'une installation dans le jeu de données sont maintenant comparés famille par famille.

### Les dispositifs de la famille des CFSF

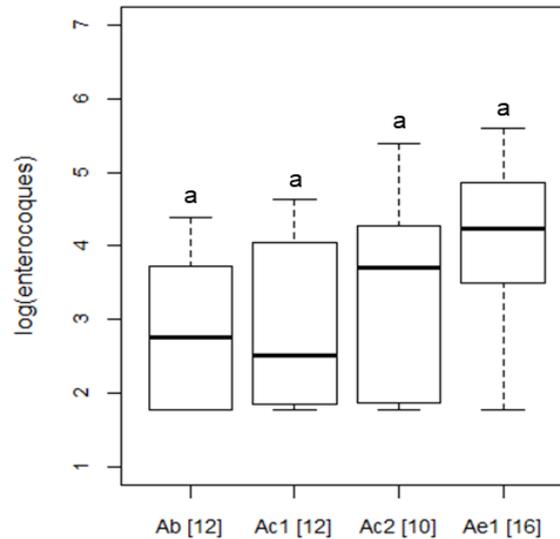


Figure 20 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFSF

La représentation des concentrations en entérocoques pour la famille CFSF est très différente de celle correspondant aux concentrations en *E. coli*, avec des dispositifs non distingués statistiquement et des amplitudes de variation accentuées. Les différences se retrouvent particulièrement au niveau des dispositifs Ac1 et Ac2, correspondant à la filière zéolithe, qui présentent ici des médianes éloignées de plus d'une unité Log alors qu'elles étaient semblables pour *E. coli*. Cette différence entre les dispositifs est due aux données du dispositif Ac1, qui passe d'une médiane de 4,6 Log UFC/100 mL pour *E. coli* à une médiane de 2,5 Log UFC/100 mL pour les entérocoques. L'effet particulier observé pour la zéolithe sera évoqué plus loin dans ce rapport.

### Les dispositifs de la famille des CFI

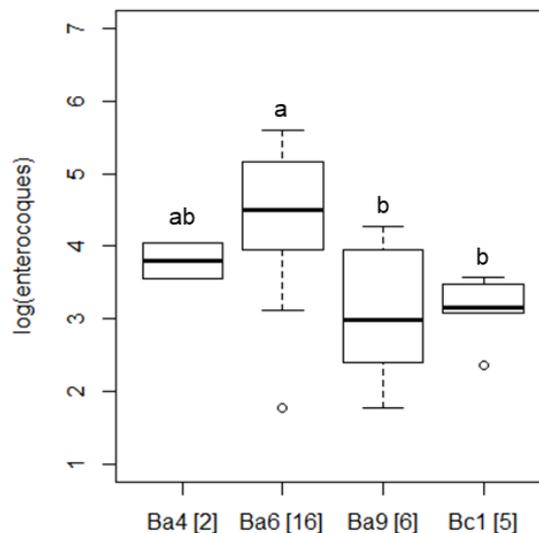


Figure 21 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI

La représentation des entérocoques pour la famille CFI est comparable à celle des *E. coli*, à l'exception du dispositif Ba9 qui présente ici des données plus dispersées et une médiane plus basse que les autres. La médiane de ce dispositif pour les entérocoques enregistre une forte baisse par rapport à *E. coli* (3,0 contre 4,0 Log UFC/100 mL) qui ne se retrouve pas chez les autres dispositifs. Cette baisse est due à un point particulier (sur les six mesures disponibles) avec une faible concentration en entérocoques par rapport aux *E. coli* (1,8 contre 4,0 Log UFC/100 mL).

### Les dispositifs de la famille des CL

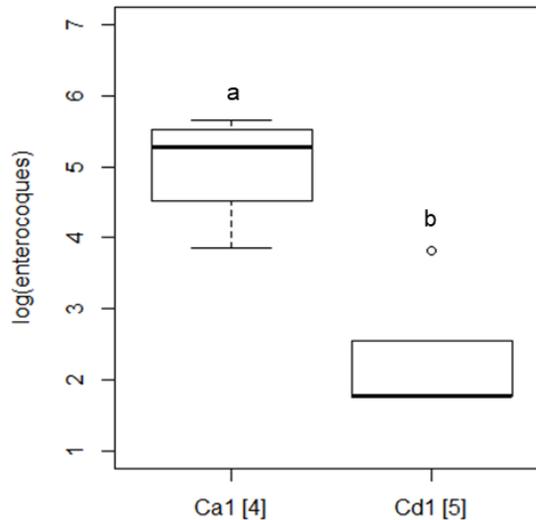


Figure 22 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI

Les conclusions pour cette famille sont les mêmes que pour le paramètre *E. coli* avec une grande disparité entre les deux systèmes représentés.

Ce travail montre que le classement de la qualité des rejets selon les familles de dispositifs ou les dispositifs eux-mêmes diffère suivant le paramètre étudié. Pour illustrer cette tendance, les valeurs obtenues sont rappelées à titre d'exemple :

- Pour *E. coli*, les dispositifs Bc1 (famille CFI) et Cd1 (famille CL) délivreraient un rejet médian le plus bas, proche de 2,0 à 3,0 Log UFC/100 mL
- Pour entérocoques, le dispositif Cd1 (famille CL) délivrerait un rejet médian le plus bas, proche de 2,0 Log UFC/100 mL et plusieurs dispositifs (Ab, Ac1, Ba9 et Bc1) délivreraient un rejet médian proche de 3,0 Log UFC/100 mL

#### 3.3.2. Cas de la filière zéolithe

Lors de l'étape de validation des données, une analyse des écarts entre les concentrations en *E. coli* et en entérocoques a été réalisée et des écarts de plus de 2 Log ont été relevés (voir paragraphe 2.2.1). Parmi les 11 prélèvements avec ces écarts importants, 8 concernent la filière zéolithe de la famille CFSF. Ces prélèvements provenant de 7 installations différentes présentes dans 2 départements différents, on peut se poser la question de l'existence d'un lien entre les écarts observés et la filière zéolithe. Les deux dispositifs de la filière (Ac1 et Ac2) sont de plus tous les deux concernés. La Figure 23 représente les mesures bactériologiques correspondant à la filière zéolithe classées par écart croissant entre *E. coli* et entérocoques.



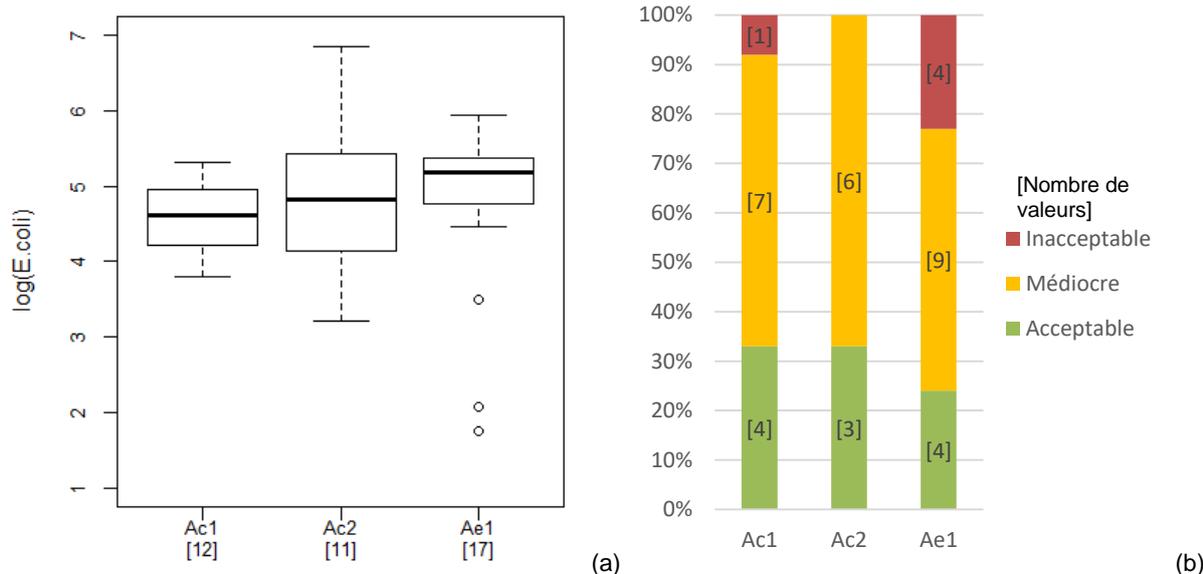


Figure 24 : Qualité bactériologique (a) et classe de qualité correspondant aux paramètres caractéristiques de l'azote (b) pour les dispositifs nitrifiants

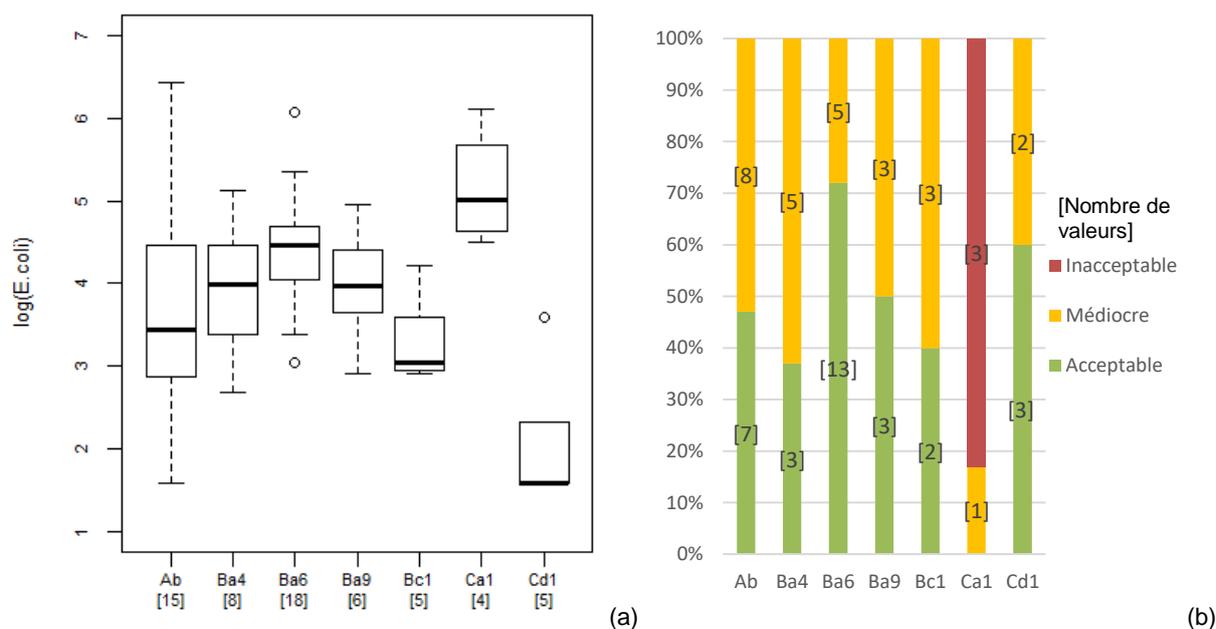


Figure 25 : Qualité bactériologique (a) et classe de qualité correspondant aux paramètres caractéristiques de l'azote (b) pour les dispositifs nitrifiants-dénitrifiants

De manière générale, il ressort que si un dispositif obtient de mauvais résultats sur l'azote avec des mesures classées comme « inacceptables », il a également de fortes concentrations bactériologiques en sortie (dispositifs Ca1, Ae1 et Ac1). Ces résultats sont présentés pour le paramètre *E. coli* mais les conclusions sont identiques avec les entérocoques. Une bonne classe de qualité sur les paramètres azotés est nécessaire pour obtenir de bons résultats sur les mesures bactériologiques, cependant cette condition n'est pas suffisante. Un dispositif bien classé pour la chimie n'aura pas nécessairement de bons résultats bactériologiques. Ainsi, les dispositifs Ba6 et Cd1 ont des performances équivalentes en nitrification-dénitrification, mais leurs concentrations médianes en *E. coli* sont respectivement de 4,5 et 1,6 Log UFC/100 mL.

## 4. Conclusion

L'objectif de cette étude est d'évaluer la qualité bactériologique des eaux usées traitées par des installations d'ANC en conditions réelles de fonctionnement. Elle s'appuie pour cela sur des résultats recueillis sur les deux paramètres *E. coli* et entérocoques, simultanément au suivi *in situ* des installations d'ANC réalisé entre 2011 et 2016 (Boutin et al., 2017).

Le travail réalisé a porté sur un échantillon de données bactériologiques varié, avec des résultats provenant de 53 installations, âgées en moyenne d'un peu plus de 3 ans et chargées à un taux proche de 60 %, réparties sur 7 départements. Les dispositifs représentés sont au nombre de 18 sur les 33 que comptait l'étude *in situ*, bien que le nombre de données ne permette d'analyser de façon indépendante que 9 dispositifs, tous agréés.

L'étude a permis d'observer une forte variabilité des concentrations bactériologiques, bien qu'il soit nécessaire de souligner l'absence de mesure réalisée en entrée des systèmes et donc l'impossibilité de quantifier les taux d'abattement. Avec des valeurs médianes de concentrations en *E. coli* et entérocoques respectivement de l'ordre de  $10^4$  et  $10^3$  UFC/100 mL, les résultats obtenus montrent une qualité bactériologique des eaux traitées comparable à celle de la bibliographie disponible sur le sujet ainsi qu'aux résultats obtenus en station d'épuration de l'Assainissement Collectif. La présence de bactéries en sortie des dispositifs suivis (dans 80 % des cas, les concentrations en *E. coli* et entérocoques sont inférieures respectivement à 5,2 et 4,6 Log UFC/100 mL), et ce, quel que soit le dispositif, confirme le bien-fondé de la réglementation consistant à imposer l'infiltration des eaux usées traitées sauf si une étude particulière démontre l'impossibilité de la conduire. Il apparaît pourtant que 70 % des installations étudiées rejettent leurs eaux traitées en milieu superficiel. En absence de justification de ce choix et sans étude complémentaire, il n'est pas possible de savoir sur quel(s) levier(s) il serait possible d'agir pour obtenir l'infiltration souhaitée.

Aucune corrélation directe n'a pu être observée entre les paramètres bactériologiques et les paramètres physicochimiques, même au niveau des MES, ce qui signifierait, dans ce cas, que les bactéries sont principalement présentes sous forme libre dans les eaux. Un lien avec les paramètres azotés a été relevé mais il semble s'agir d'une corrélation indirecte liée au fonctionnement général des dispositifs. On constate que, si une installation fournit une classe de qualité des effluents traités jugée médiocre, alors elle présentera également de mauvais résultats au niveau des paramètres bactériologiques. Une bonne classe de qualité chimique est nécessaire, bien que non suffisante, à l'obtention de bons résultats bactériologiques.

Les deux paramètres *E. coli* et entérocoques réagissent différemment selon les dispositifs de traitement. Ce constat, auquel s'ajoute un effectif de données restreint pour une forte variabilité de résultats, incite à la plus grande prudence vis-à-vis d'une interprétation, hors contexte de cette étude, de la qualité de rejet de chaque dispositif présentée dans le rapport. Même si les résultats ont une amplitude de variation importante, il est possible de relier la qualité bactériologique obtenue au type de dispositif utilisé. Ainsi, pour *E. coli*, les dispositifs Bc1 (famille CFI) et Cd1 (famille CL) délivreraient un rejet médian le plus bas, proche de 2,0 à 3,0 Log UFC/100 mL. Pour entérocoques, le dispositif Cd1 (famille CL) délivrerait un rejet médian le plus bas, proche de 2,0 Log UFC/100 mL et plusieurs dispositifs (Ab, Ac1 de la famille des CFSF ainsi que Ba9 et Bc1 de la famille des CFI) délivreraient un rejet médian proche de 3,0 Log UFC/100 mL.

Le matériau zéolithe fait figure de cas particulier puisqu'il a été relevé, pour les installations concernées, des écarts inhabituels de plus de 2 unités logarithmiques entre les mesures en *E. coli* et en entérocoques, écarts qui n'ont pas pu être expliqués dans le cadre de ce rapport. La différence de comportement des *E. coli* et des entérocoques suivant le type de traitement doit être considérée pour l'analyse des résultats. Dans l'hypothèse d'une réflexion sur l'établissement de seuils réglementaires, la désignation de seuils différents selon ces deux paramètres serait ainsi à considérer.

## Sigles & Abréviations

ACP : Analyse en Composantes Principales.

ANC : Assainissement Non Collectif.

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail.

CFSF : Cultures Fixées sur Support Fin.

CFI : Cultures Fixées Immergées.

CL : Cultures Libres.

DBO<sub>5</sub> : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours.

DCO : Demande Chimique en Oxygène.

GNP : Groupe National Public.

LQ : Limite de Quantification.

MES : Matières En Suspension.

NK : Azote Kjeldhal.

N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> : Azote ammoniacal.

N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> : Azote nitrique.

SBR : Sequencing Batch Reactor ou Réacteur Biologique Séquentiel.

UFC : Unité Formant Colonie.

## Bibliographie

Anses (2012). Note relative à la détermination de valeurs guides pour les paramètres microbiologiques dans les rejets des systèmes d'assainissement collectifs et non collectifs à l'amont d'usages sensibles, Saisine n° 2010-SA-0246, 28 p.

Boutin C., Héduit A. et Helmer J.M. (2009). Technologies d'épuration en vue d'une réutilisation des eaux usées traitées (REUT), Rapport Onema, 100 p.

Boutin C., Olivier L., Agenet Ph., Parisi S., Artuit P., Branchu Ph., Decout A., Dubois V., Dubourg L., Dhumeaux D., Jousse S., Leval C., Mouline B., Portier N., Rambert C., Souliac L. et Szabo C. (2017). Assainissement non collectif: Le suivi in situ des installations de 2011 à 2016, 186 p, <http://cemadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00054553>.

Directive 2006/7/CE du Parlement Européen et du Conseil du 15 février 2006 concernant la gestion de la qualité des eaux de baignade et abrogeant la directive 76/160/CEE

Escoffier B. et Pagès J. (2016). Analyses factorielles simples et multiples ; objectifs, méthodes et interprétation, Ed Dunod, Paris, 241 p.

Gleeson C. et Gray N. (1997). The coliform index and waterborne disease, E & FN Spoon, 194 p.

Hagendorf U., Diehl K., Feuerpfeil I., Hummel A., Lopez-Pila J. et Szewzyk R. (2005). Microbiological investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands, *Water Research* 39, 4849-4858

Leonard M., Gilpin B., Robson B. et Wall K. (2016). Field study of the composition of greywater and comparison of microbiological indicators of water quality in on-site systems, *Environ Monit Assess*, DOI 10.1007/s10661-016-5442-9, 188: 475

Mayer R.E., Bofill-Mas S., Egle L., Reischer G.H., Schade M., Fernandez-Cassi X., Fuchs W., Mach R.L., Lindner G., Kirschner A., Gaisbauer M., Piringer H., Blaschke A.P., Girones R., Zessner M., Sommer R. et Farnleitner A.H. (2016). Occurrence of human-associated *Bacteroidetes* genetic source tracking markers in raw and treated wastewater of municipal and domestic origin and comparison to standard and alternative indicators of faecal pollution, *Water Research* 90, 265-276

Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, Agences de l'eau (2003). Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau, grilles d'évaluation SEQ-Eau (version 2), 40 p.

Olivier L. et Boutin C. (2018), L'entretien « curatif » des installations d'assainissement non collectif. Données du suivi *in situ* de 2011 à 2016. Assises Antilles-Guyane de l'assainissement non collectif, 26-27 juin 2018, Martinique (France).

Russo N., Marzo A., Randazzo C., Caggia C., Toscano A. et Cirelli G.L. (2019). Constructed wetlands combined with disinfection systems for removal of urban wastewater contaminants, *Science of the Total Environment* 656, 558-566

## Table des illustrations

Figure 1 : Représentation schématique des notions de familles, filières et dispositifs.....	6
Figure 2 : Répartition géographique des 123 prélèvements réalisés.....	7
Figure 3 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les familles de traitement pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	9
Figure 4 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CFSF pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	10
Figure 5 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CFI pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	10
Figure 6 : Répartition du nombre de prélèvements suivant les filières de la famille des CL pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	11
Figure 7 : Répartition du nombre de prélèvements suivant l'âge des installations pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	13
Figure 8 : Répartition du nombre de prélèvements suivant le taux de charge des installations pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	14
Figure 9 : Répartition du nombre de prélèvements suivant le type de prélèvement utilisé pour les analyses physicochimiques pour (a) : la base complète de l'étude in situ et (b) : le jeu de données bactériologiques.....	14
Figure 10 : Distribution des concentrations en E. coli et entérocoques (en Log) dans les eaux traitées de l'ensemble des filières.....	17
Figure 11 : ACP correspondant aux différents paramètres du jeu de données bactériologiques.....	19
Figure 12 : Représentation logarithmique des concentrations en E. coli (a) et entérocoques (b) en fonction de la concentration en MES.....	19
Figure 13 : Représentation semi-logarithmique de la concentration en E. coli en fonction des concentrations en N-NH <sub>4</sub> (a) et N-NO <sub>3</sub> (b).....	20
Figure 14 : Représentation semi-logarithmique de la concentration en entérocoques en fonction des concentrations en N-NH <sub>4</sub> (a) et N-NO <sub>3</sub> (b).....	20
Figure 15 : Comparaison des distributions des concentrations en E. coli (Log UFC/100 mL) suivant les trois familles de traitement.....	21
Figure 16 : Comparaison des distributions des concentrations en E. coli (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFSF.....	22
Figure 17 : Comparaison des distributions des concentrations en E. coli (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI.....	23
Figure 18 : Comparaison des distributions des concentrations en E. coli (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CL.....	24
Figure 19 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les trois familles de traitement.....	24
Figure 20 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFSF.....	25
Figure 21 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI.....	25
Figure 22 : Comparaison des distributions des concentrations en entérocoques (Log UFC/100 mL) suivant les dispositifs de la famille des CFI.....	26
Figure 23 : Représentation des mesures bactériologiques de la filière zéolithe par écart logarithmique croissant.....	27
Figure 24 : Qualité bactériologique (a) et classe de qualité correspondant aux paramètres caractéristiques de l'azote (b) pour les dispositifs nitrifiants.....	28
Figure 25 : Qualité bactériologique (a) et classe de qualité correspondant aux paramètres caractéristiques de l'azote (b) pour les dispositifs nitrifiants-dénitrifiants.....	28
Tableau 1 : Effectif des données bactériologiques disponibles par rapport au jeu complet du GNP.....	8
Tableau 2 : Nombre de données harmonisées.....	9
Tableau 3 : Nombre de prélèvements disponibles et d'installations représentées par dispositif pour le jeu de données bactériologiques.....	11
Tableau 4 : Distinction entre le type de prélèvement utilisé pour les analyses physicochimiques et celui utilisé pour les analyses bactériologiques.....	15
Tableau 5 : Comparaison des caractéristiques physicochimiques au sein de la base réduite des données bactériologiques et de la base complète.....	15
Tableau 6 : Répartition des contrats d'entretien dans les 3 grandes familles de dispositifs.....	16
Tableau 7 : Concentrations des paramètres E. coli et entérocoques.....	17
Tableau 8 : Niveaux des indicateurs de contamination microbiologique retrouvés dans les eaux usées traitées suivant le type de traitement (Anses, 2012).....	17
Tableau 9 : Comparaison des concentrations en E. coli entre les familles CFSF et CFI.....	22
Tableau 10 : Définition des classes de qualité en mg/L en fonction des paramètres azotés (Boutin et al., 2017). ..	27

## Annexe 1 : Influence des conditions climatiques sur les mesures bactériologiques

Afin d'identifier un possible effet des conditions climatiques lors du prélèvement sur les résultats des analyses bactériologiques, l'amplitude de variation des mesures est représentée en fonction du mois durant lequel les prélèvements ont été effectués. Les figures 1 et 2 montrent que la variabilité des mesures est importante quel que soit le mois considéré.

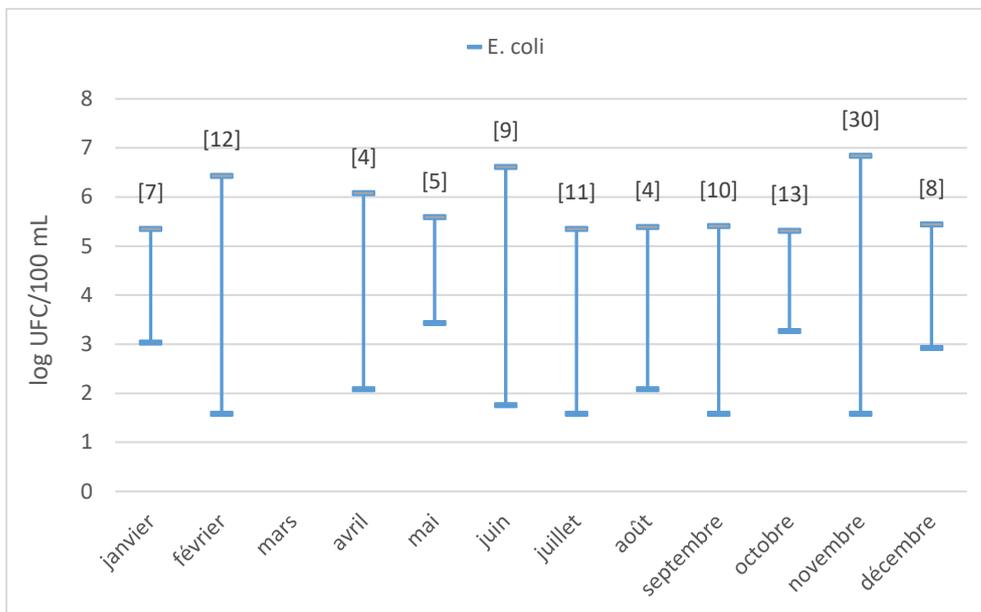


Figure 1 : Amplitudes de variation des mesures pour le paramètre *E. coli* et par mois

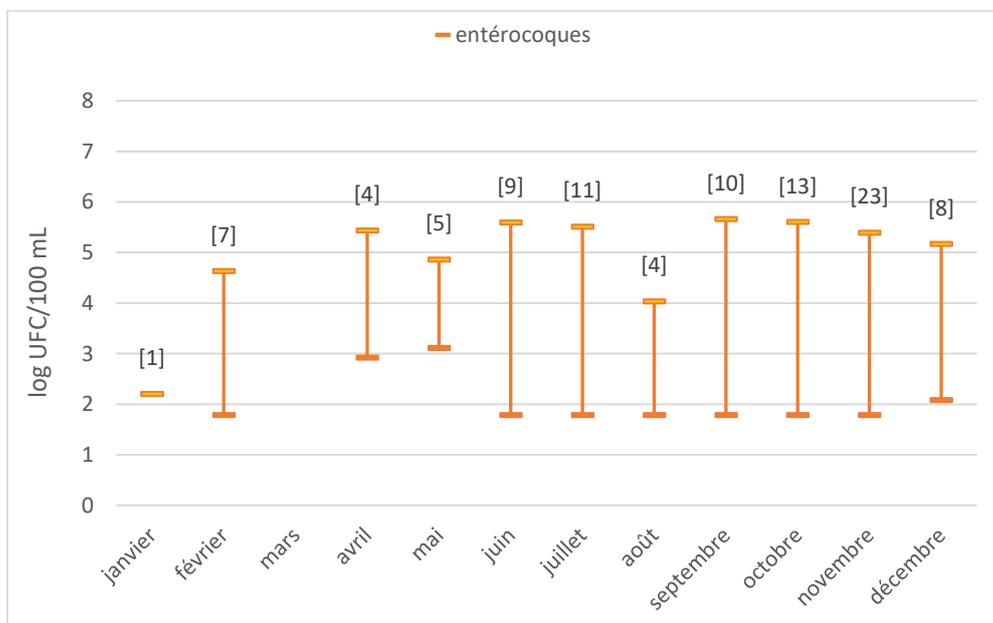


Figure 2 : Amplitudes de variation des mesures pour le paramètre entérocoques et par mois

Les données ont de plus été tracées par ordre chronologique et par année sur la figure 3, montrant ainsi que la grande majorité des prélèvements ont été réalisés au cours des années 2015 et 2016. Aucun lien ne semble cependant se dessiner entre les valeurs mesurées et les saisons.

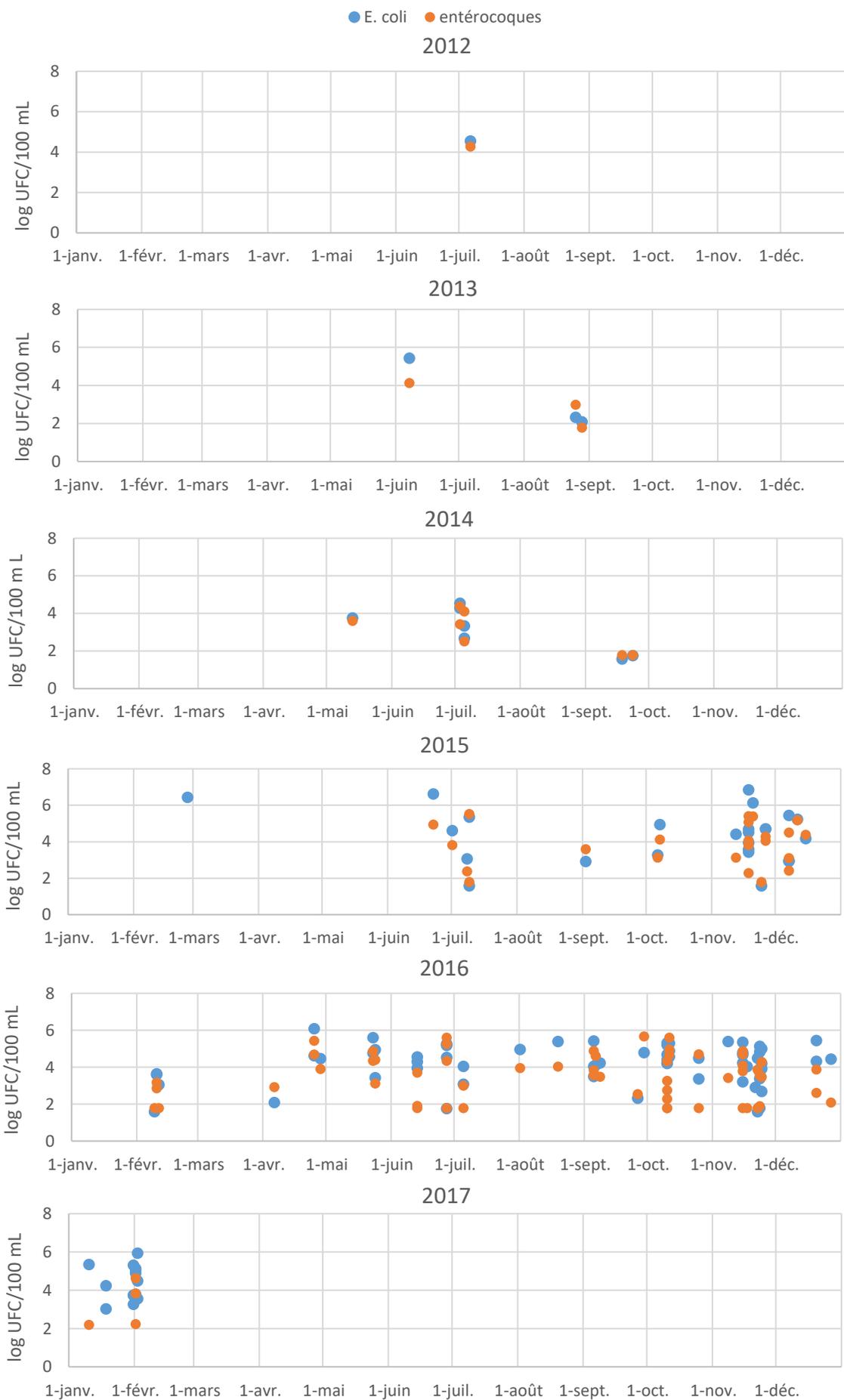


Figure 3 : Données bactériologiques représentées par ordre chronologique de prélèvement, année par année

## Annexe 2 : Description de la représentation statistique « boîte à moustaches »

La représentation statistique « boîte à moustaches » ou boxplot permet de visualiser graphiquement une distribution de données en faisant figurer différents paramètres de statistiques descriptives : la médiane, les deux quartiles (Q1 et Q3), l'écart interquartile (EI) et les vibrisses.

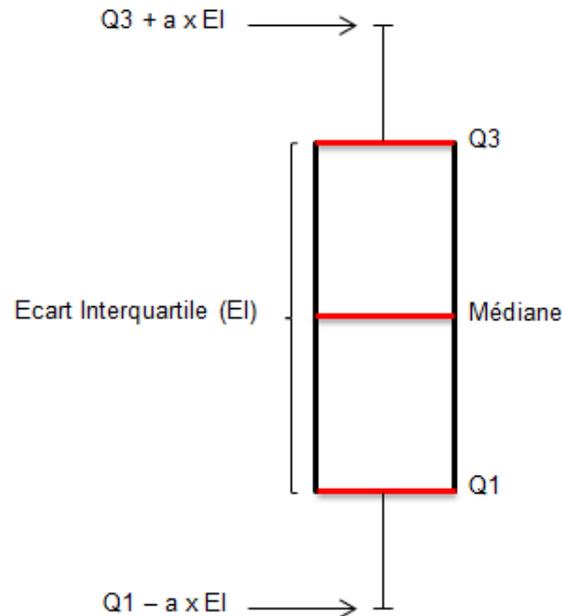


Figure 1 : Représentation graphique des statistiques descriptives par une boîte à moustaches

La médiane coupe l'échantillon en deux effectifs identiques. Q1 et Q3 sont respectivement le 1<sup>er</sup> quartile (25 % des données sont inférieures à Q1) et le 3<sup>ème</sup> quartile (75 % des données sont inférieures à Q3). L'écart interquartile ( $EI = Q3 - Q1$ ) couvre donc 50 % des données.

Les extrémités de la boîte à moustaches, appelées « vibrisses » sont calculées selon les formules :

$$\begin{aligned} \text{Vibrisse inférieure} &: Q1 - a \times EI \\ \text{Vibrisse supérieure} &: Q3 + a \times EI \end{aligned}$$

Le coefficient  $a$  est variable et la valeur de 1,5 est la plus souvent utilisée. À titre d'exemple, dans le cas d'une distribution normale (ou Gaussienne) des données, 99,3 % des données se situent à l'intérieur des deux vibrisses. Les valeurs dépassant les vibrisses sont alors qualifiées d'« aberrantes » par les statisticiens.

Cette représentation permet de comparer visuellement des distributions de données entre elles et de fournir des tendances. Elle ne permet cependant pas de conclure si ces différences sont significatives d'un point de vue statistique.

**Annexe 3 : Comparaison à l'aide de « boîtes à moustaches » des caractéristiques physicochimiques au sein de la base réduite des données bactériologiques et de la base complète du suivi *in situ***

MES

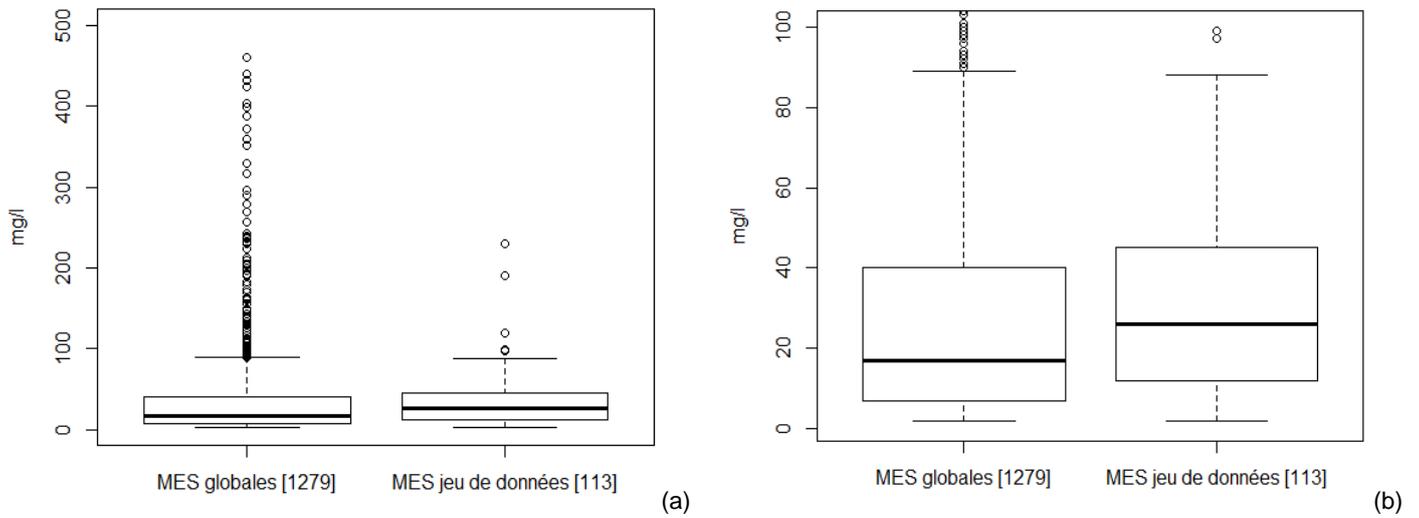


Figure 1 : Distributions des concentrations en MES pour la base de données globale du suivi *in situ* et pour le jeu de données bactériologiques (a) avec zoom entre 0 et 100 mg/L (b)

DCO

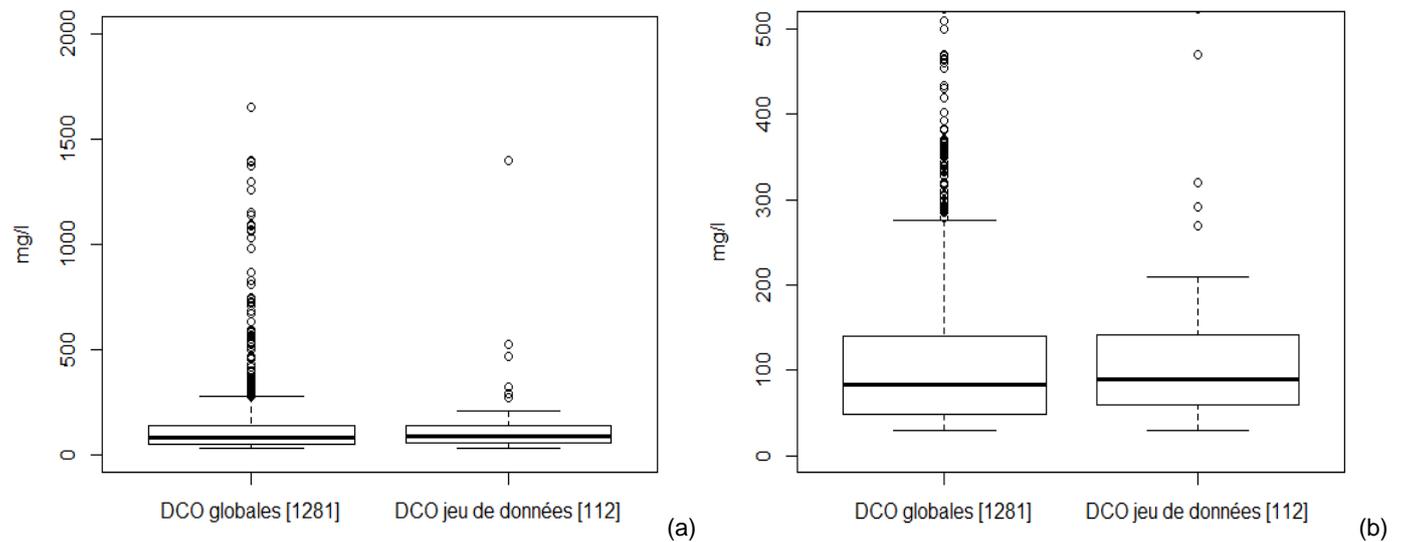


Figure 2 : Distributions des concentrations en DCO pour la base de données globale du suivi *in situ* et pour le jeu de données bactériologiques (a) avec zoom entre 0 et 500 mg/L (b)

### DBO<sub>5</sub>

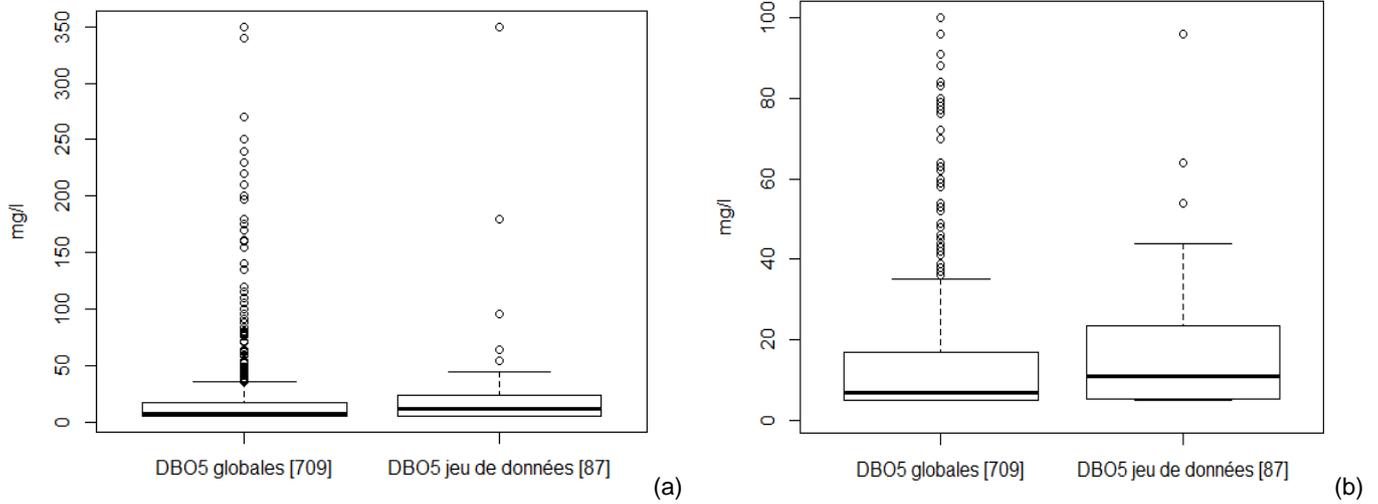


Figure 3 : Distributions des concentrations en DBO<sub>5</sub> pour la base de données globale du suivi in situ et pour le jeu de données bactériologiques (a) avec zoom entre 0 et 100 mg/L (b)

### N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>

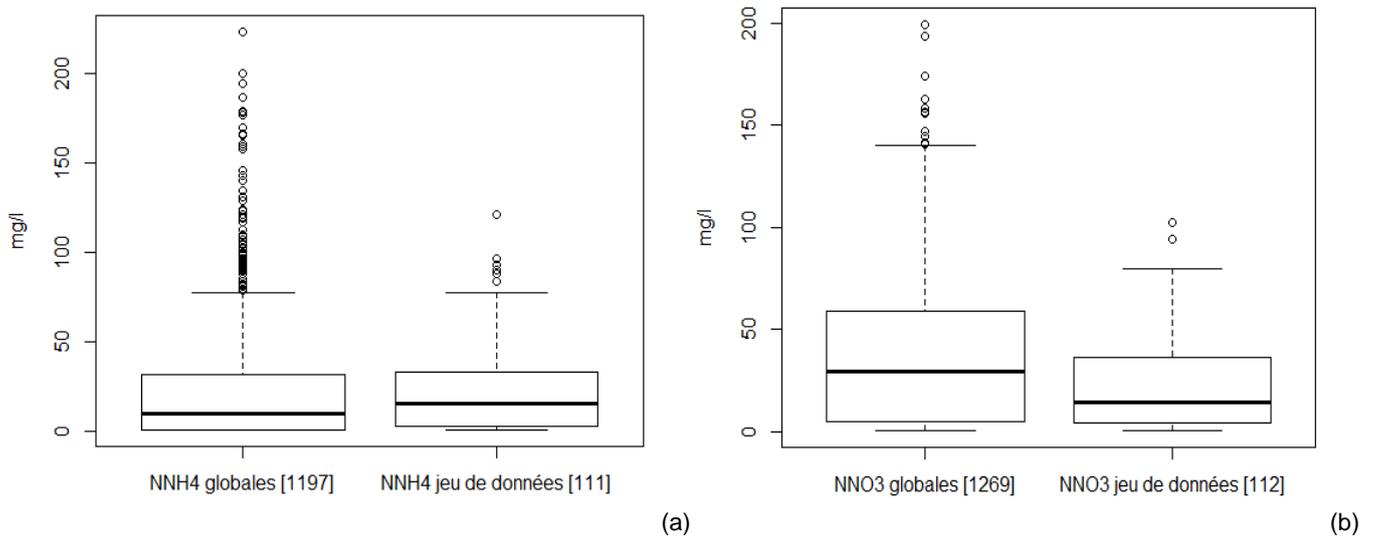


Figure 4 : Distributions des concentrations en N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (a) et N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (b) pour la base de données globale du suivi in situ et pour le jeu de données bactériologiques

## Annexe 4 : Classement des eaux selon leurs concentrations en germes témoins de contamination fécale

Tableau 1 : Classe et indice de qualité de l'eau par altération d'après la grille d'évaluation du SEQ-Eau (version 2) de 2003

Classe de qualité	Bleu	Vert	Jaune	Orange	Rouge
Indice de qualité	80	60	40	20	
<b>11 – BACT - MICRO-ORGANISMES</b>					
Coliformes totaux (u/100 ml)	5.10 <sup>1</sup>	5.10 <sup>2</sup>	5.10 <sup>3</sup>	1.10 <sup>4</sup>	
<i>Escherichia Coli</i> (u/100 ml)	2.10 <sup>1</sup>	2.10 <sup>2</sup>	2.10 <sup>3</sup>	2.10 <sup>4</sup>	
Entérocoques ou Streptocoques fécaux (u/100ml)	2.10 <sup>1</sup>	2.10 <sup>2</sup>	2.10 <sup>3</sup>	1.10 <sup>4</sup>	

Tableau 2 : Classement des eaux de baignades selon l'annexe I de la nouvelle directive 2006/7/CE

UFC/100 mL	Excellente qualité	Bonne qualité	Qualité suffisante
	<b>Pour les eaux intérieures (eaux douces)</b>		
Entérocoques intestinaux	2,0.10 <sup>2</sup> *	4,0.10 <sup>2</sup> *	3,3.10 <sup>2</sup> **
<i>Escherichia coli</i>	5,0.10 <sup>2</sup> *	1,0.10 <sup>3</sup> *	9,0.10 <sup>2</sup> **
<b>Pour les eaux côtières et les eaux de transition (eaux de mer)</b>			
Entérocoques intestinaux	1,0.10 <sup>2</sup> *	2,0.10 <sup>2</sup> *	1,85.10 <sup>2</sup> **
<i>Escherichia coli</i>	2,5.10 <sup>2</sup> *	5,0.10 <sup>2</sup> *	5,0.10 <sup>2</sup> **

\* évaluation au 95<sup>e</sup> percentile

\*\* évaluation au 90<sup>e</sup> percentile

## Annexe 5 : Test de Kruskal-Wallis et tests de Wilcoxon

L'analyse de la variance (ANOVA) est une méthode statistique consistant à comparer les moyennes de plusieurs échantillons dans le but de déterminer s'ils appartiennent à une même population. Pour pouvoir réaliser une ANOVA, il est nécessaire de vérifier plusieurs hypothèses :

- L'indépendance des variables observées
- La normalité des résidus
- L'homogénéité des variances

Lorsque l'hypothèse de normalité des résidus ou d'homogénéité des variances n'est pas respectée, il est possible d'utiliser une ANOVA non paramétrique aussi appelée test de Kruskal-Wallis. Ce test permet de savoir si des échantillons proviennent de la même population, ou de populations ayant des caractéristiques identiques. L'hypothèse nulle est la suivante :

$H_0$  : « il n'y a pas de différence entre les échantillons »

Contrairement à l'ANOVA paramétrique, le test de Kruskal-Wallis se base sur les rangs des données (leur position si on les classait par ordre croissant) et non pas sur les valeurs numériques.

Le test calcule alors la probabilité  $p$  ( $p$ -value) de se tromper en rejetant à tort l'hypothèse nulle  $H_0$ . Cette hypothèse n'est pas acceptée si la  $p$ -valeur est inférieure au seuil de significativité  $\alpha$ , traditionnellement fixé à 5%.

Si l'hypothèse  $H_0$  est rejetée, il est alors possible d'effectuer des comparaisons multiples à l'aide de tests de Wilcoxon (tests non paramétriques de comparaison des distributions de deux échantillons) afin d'évaluer plus précisément quelles sont les échantillons qui diffèrent entre eux.